

UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA E CONSERVAÇÃO

ITIBERÊ PIAIA BERNARDI

**MORCEGOS NEOTROPICAIS: PADRÕES DE RIQUEZA, COOCORRÊNCIA E
ANINHAMENTO**

Curitiba

2015

**MORCEGOS NEOTROPICAIS: PADRÕES DE RIQUEZA, COOCORRÊNCIA E
ANINHAMENTO**

**Tese apresentada ao Programa de Pós-
graduação em Ecologia e Conservação,
da Universidade Federal do Paraná,
como requisito parcial à obtenção do
título de Doutor em Ecologia e
Conservação.**

Aluno: Itiberê Piaia Bernardi

**Orientador: Dr. Fernando de Camargo
Passos**

Curitiba

2015



Ministério da Educação
UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ
Setor de Ciências Biológicas
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM
ECOLOGIA E CONSERVAÇÃO




PARECER


Os abaixo-assinados, membros da banca examinadora da defesa da tese, a que se submeteu **Itiberê Piaia Bernardi** para fins de adquirir o título de Doutor em Ecologia e Conservação, são de parecer favorável à **APROVAÇÃO** do trabalho de conclusão do candidato.

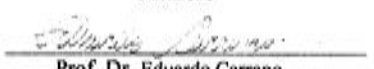
Secretaria do Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação.


Curitiba, 09 de fevereiro de 2015.

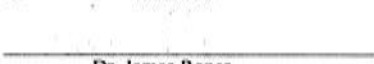
BANCA EXAMINADORA:



Prof. Dr. Fernando de Camargo Passos
Orientador e Presidente


Prof. Dr. Nilton Cáceres
Membro


Prof. Dr. Eduardo Carrano
Membro


Prof. Dr. Mauricio O. Moura
Membro


Dr. James Roper
Membro

Visto: 
Prof.ª. Dra. Isabela Galarza Varassin
Coordenadora do PPG-ECO

**Dedico este trabalho à minha família pelo maior
exemplo de amor incondicional.**

AGRADECIMENTOS

Agradeço a Ignácio A. Bernardi meu pai, Aldair T. Piaia Bernardi minha mãe, Tiaraju Piaia Bernardi e Uibirá Piaia Bernardi, meus irmãos, por sempre acreditarem, incentivarem e facilitarem para que este e outros trabalhos fossem realizados. Pelo apoio, carinho e compreensão.

Ao professor Estefano Francisco Jablonski, grande mentor, que me apresentou pela primeira vez o maravilhoso mundo da mastozoologia.

Ao professor Dr. Fernando de Camargo Passos, mais que um orientador, acima de tudo pela amizade, pelos conselhos, pelo exemplo, por acreditar no meu potencial e por aceitar o desafio da realização deste trabalho.

Ao Biólogo Luiz Henrique Varzinczak, meu grande amigo, pela participação decisiva na realização do presente trabalho, pelo incentivo e pelas valiosas discussões.

A todos os professores do Programa de Pós-graduação em Ecologia e Conservação pela compreensão e apoio constantes.

A Valéria Romeiro, secretária da PPGECO, pela amizade construída ao longo desses seis anos no programa.

A todos os amigos e colegas do LABCEAS - Laboratório de Biodiversidade, Conservação e Ecologia de Animais Silvestres e do Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação, acima de tudo pela amizade, pelas risadas, pelo exemplo e apoio, enfim, por participarem ativamente do processo de construção desta fase da minha carreira acadêmica.

A Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal do Ensino Superior, pela bolsa concedida.

Por fim, a todos os que de alguma forma ajudaram e aos que não atrapalharam, os meus mais sinceros votos de agradecimento.

PRÓLOGO

Chiroptera é a segunda ordem da classe Mammalia em número de espécies, sendo suplantada apenas por Rodentia (Nowac & Paradiso 1983, Emmons & Feer 1997, Eisenberg & Redford 1999), e tem sido considerada uma das mais bem sucedidas radiações dentre os mamíferos sul-americanos (Lim 2009, Springer *et al.* 2011). Na Região Neotropical a quiropterofauna é composta por cerca de 400 espécies, distribuídas em nove famílias, nas quais estão representados todos os hábitos alimentares conhecidos para a ordem (Teeling *et al.* 2005, Gardner 2008).

Por ser um grupo extremamente diverso quanto à evolução, taxonomia, ecologia e comportamento, além de representar quase a metade da riqueza e abundância em comunidades de mamíferos neotropicais, os morcegos têm sido considerados excelentes modelos para estudos de biodiversidade (Lacher & Mares 1986, Fenton *et al.* 1992, Pedro *et al.* 1995, Kalko 1997, Estrada & Coates-Estrada 2001).

Nesse sentido, a presente Tese, foi composta por uma coletânea de artigos, dispostos em nove capítulos, abordando temas como ecologia, taxonomia, biologia reprodutiva e distribuição geográfica de morcegos neotropicais.

O primeiro capítulo é composto por um artigo inédito, intitulado “Morcegos Neotropicais: Padrões de Riqueza, Coocorrência e Aninhamento”, e dá nome a esta Tese, uma vez que foi utilizado para a defesa pública e a obtenção do título de Doutor em Ecologia e Conservação. Neste capítulo utilizamos uma abordagem macroecológica na tentativa de explicar os padrões de riqueza, a existência de gradientes latitudinais e climáticos, a importância de interações competitivas na estruturação das comunidades e os padrões aninhamento de comunidades de morcegos neotropicais.

Os demais capítulos (2 ao 9) são compostos por artigos publicados em periódicos especializados, entre os anos de 2011 e 2015 (referente ao período deste doutorado), em conjunto com outros pesquisadores e inseridos na presente Tese por sugestão dos membros da Banca de Avaliação.

O capítulo 2 é composto pelo artigo intitulado “*Null model analysis on bat species co-occurrence and nestedness patterns in a region of the Atlantic Rainforest, Brazil*”, publicado na revista *Mammalia* (Varzinczak *et al.* 2015).

O capítulo 3 é composto pelo artigo intitulado “*Morcegos (Mammalia: Chiroptera) da região do Médio Rio Teles Pires, Sul da Amazônia, Brasil*”, publicado na revista *Acta Amazonica* (Miranda *et al.* 2015).

O capítulo 4 é composto pelo artigo intitulado “*Bats from two sites of the Paraná State coastal area, southern Brazil*”, publicado na revista *Chiroptera Neotropical* (Rubio *et al.* 2014).

O capítulo 5 é composto pelo artigo intitulado “*Small mammal community structure and vertical space use preferences in nonfragmented Atlantic Forest*”, publicado na revista *Mammalia* (Cerbancini *et al.* 2014).

O capítulo 6 é composto pelo artigo intitulado “*Reproductive data of a threatened bat, *Myotis ruber* (É. Geoffroy, 1806) (Chiroptera, Vespertilionidae) in a southern Brazilian deciduous seasonal forest*”, publicado na revista *Mammalia* (Bernardi *et al.* 2014).

O capítulo 7 é composto pelo artigo intitulado “*The taxonomic status of *Myotis levis levis* and *Myotis levis dinellii* (Mammalia: Chiroptera: Vespertilionidae)*”, publicado na revista *Zoologia* (Miranda *et al.* 2013).

O capítulo 8 é composto pelo artigo intitulado “Estrutura de comunidade de morcegos em relictos de Floresta Estacional Decidual no Sul do Brasil”, publicado na revista *Mastozoologia Neotropical* (Bernardi & Passos 2012).

O capítulo 9 é composto pelo artigo intitulado “Ocorrência de *Eumops patagonicus* Thomas, 1924 no limite dos biomas Chaco e Pantanal, centro-oeste do Brasil”, publicado na revista *Chiroptera Neotropical* (Bordignon *et al.* 2011).

Uma vez que os artigos referentes aos capítulos 2 a 9 possuem a paginação própria das revistas de origem, foram suprimidos do sumário.

REFERÊNCIAS

BERNARDI IP & PASSOS FC. 2012. Estrutura de comunidade de Morcego em relictos de floresta estacional decidual no Sul do Brasil. **Mastozoologia Neotropical** 19: 9-20.

BERNARDI IP, SPONCHIADO J, JACOMASSA FAF, TEIXEIRA EM, MIRANDA JMD & PASSOS FC. 2014. Reproductive data of a threatened bat, *Myotis ruber* (É . GEOFFROY, 1806) (CHIROPTERA, VESPERTILIONIDAE) in a southern brazilian deciduous seasonal Forest. **Mammalia** 78: 123–126.

BORDIGNON MO, SANTOS TMR & BERNARDI IP. 2011. Ocorrência de *Eumops patagonicus* Thomas, 1924 no limite dos biomas Chaco e Pantanal, Centro-Oeste do Brasil. **Chiroptera Neotropical** 17: 853-856.

CERBONCINI RAS, RUBIO MBG, BERNARDI IP, BRAGA TV, ROPER JJ & PASSOS FC. 2014. Small mammal community structure and vertical space use preferences in nonfragmented Atlantic Forest. **Mammalia** 78: 429–436.

EISENBERG, J.F. & K.H. REDFORD. 1999. **Mammals of the Neotropics. Vol.3.** Chicago, The University of Chicago Press, 229p.

EMMONS, L. H. & FEER, F. 1997. **Neotropical rainforest mammals: a field guide.** Chicago, The University of Chicago Press, 392p.

ESTRADA A & COATES-ESTRADA R. 2001. Bat species richness in live fences and corridors of residual rain forest vegetation at Los Tuxtlas, Mexico. **Ecography** 24: 94–102.

FENTON MB, ACHARYIA L, AUDET D, HICKEY MB, MERRIMAN C, OBRIST MK & SYME DM. 1992. Phyllostomid bats as indicators of habitat disruption in the neotropics. **Biotropica** 24: 440-446.

GARDNER AF. 2008. Order Chiroptera. p. 187-580. In Gardner AF (ed.) **Mammals of South America Vol.1 Marsupials, Xernarthrans, Shrews and Bats.** The University of Chicago Press.

KALKO EKV. 1997. Diversity in tropical bats. p. 13-43. In Ulrich H (ed.). **Tropical biodiversity and systematics.** Proceedings of the International Symposium on Biodiversity and Systematics in Tropical Ecosystems, Bonn: 1994.

LACHER JR TE & MARES MA. 1986. The structure of Neotropical mammal communities: an appraisal of current knowledge. **Revista Chilena de Historia Natural** 59: 121–134.

LIM BK. 2009. Review of the origins and biogeography of bats in South America. **Chiroptera Neotropical** 15: 391–410.

MIRANDA JMD, BERNARDI IP, SPONCHIADO J & PASSOS FC. 2013. The taxonomic status of *Myotis levis levis* and *Myotis levis dinellii* (Mammalia: Chiroptera: Vespertilionidae). **Zoologia** 30: 513-518.

MIRANDA JMD, ZAGO L, CARVALHO F, RUBIO MBG & BERNARDI IP. 2015. Morcegos (Mammalia: Chiroptera) da região do Médio Rio Teles Pires, Sul da Amazônia, Brasil. **Acta Amazonica** 45: 89-100.

NOWAC, R. M. & PARADISO, J. L. 1983. **Walker's Mammals of the World**, Baltimore, The Johns Hopkins University Press, vol. 1,4 ed., XLIV + 568p.

PEDRO WA, GERALDES MP, LOPEZ GG & ALHO CJR. 1995. Fragmentação de habitat e a estrutura de uma taxocenose de morcegos em São Paulo (Brasil). **Chiroptera Neotropical** 1: 4-6.

RUBIO MBG, VARZINCZAK LH, BERNARDI IP, PASSOS FC & MIRANDA JMD. 2014. Bats from two sites of the Paraná State coastal area, southern Brazil. **Chiroptera Neotropical** 20: 1255-1263.

SPRINGER MS, MEREDITH RW, JANECKA JE & MURPHY WJ. 2011. The historical biogeography of Mammalia. **Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences** 366: 2478-502.

TEELING EC, SPRINGER MS, MADSEN O, BATES P, O'BRIEN SJ & MURPHY WMJ. 2005. A Molecular Phylogeny for Bats Illuminates Biogeography and the Fossil Record. **Science** 307: 580-584.

VARZINCZAK LH, BERNARDI IP & PASSOS FC. 2015. Null model analysis on bat species co-occurrence and nestedness patterns in a region of Atlantic Rainforest, Brazil. **Mammalia**. 79: 1-9.

CAPÍTULO 1

MORCEGOS NEOTROPICAIS: PADRÕES DE RIQUEZA, COOCORRÊNCIA E ANINHAMENTO

ITIBERÊ PIAIA BERNARDI

SUMÁRIO

INTRODUÇÃO	18
MATERIAL E MÉTODOS	22
Obtenção dos dados	22
Análises dos dados	23
RESULTADOS	26
Composição das comunidades	26
Similaridade entre as comunidades	26
Gradientes de riqueza	33
Padrões de coocorrência	43
Aninhamento das comunidades	45
DISCUSSÃO	47
Composição, similaridade e gradiente latitudinal de riqueza	47
Padrões de coocorrência	50
Aninhamento das comunidades	50
REFERÊNCIAS	52
APENDICE I	65
APENDICE II	71
APENDICE III	81

RESUMO

A notável diversidade de formas, adaptações morfológicas e hábitos alimentares, além de padrões e histórias biogeográficas únicas, fazem ordem Chiroptera um excelente modelo para estudos de biodiversidade. Tanto o gradiente latitudinal da riqueza, quanto padrões de coocorrência e o aninhamento das comunidades já foram testados e descritos para os quirópteros em diferentes escalas e ambientes, demonstrando que de maneira geral estes mamíferos obedecem ao padrão de diminuição da riqueza com o aumento da latitude, e, aumento da riqueza com a diminuição da latitude. Neste trabalho, dados obtidos na literatura, referentes à composição de 83 comunidades de morcegos neotropicais, foram utilizados com o objetivo de, detectar e descrever os padrões gerais de riqueza de espécies; verificar a existência de agrupamentos biogeográficos pela similaridade das comunidades; testar a ocorrência de um gradiente climático de riqueza e do aninhamento sobre as comunidades, e, com base no gradiente e no padrão de aninhamento das comunidades, testar a hipótese de que latitudinalmente poderia ser observado também um gradiente no grau de aninhamento entre as comunidades, com as comunidades mais pobres em espécies como subconjuntos das comunidades mais ricas; e, comunidades de maiores latitudes aninhadas dentro de comunidades das menores latitudes; além de testar as regras de montagem de comunidades com base em interações competitivas, verificando os padrões de associação entre os pares de espécies nas comunidades. Foram realizadas Análises de Regressão para verificar a ocorrência de gradientes de riqueza de espécies nas comunidades e separadamente para cada família. Análises de agrupamento (Cluster) a partir de uma matriz de similaridade baseada no índice de Jaccard foram utilizadas para testar a ocorrência de agrupamentos biogeográficos. A significância dos agrupamentos foi testada pela Análise de Similaridade (ANOSIM). O Escalonamento Multidimensional Não Métrico (NMDS) com sobreposição de Cluster foi

utilizado para gerar mapas perceptuais dos agrupamentos de comunidades. Para verificar os padrões de coocorrência foram utilizados os índices C-Score e V-Ratio no software Ecosim. O aninhamento foi quantificado através da métrica NODF e da Temperatura no software Aninhado. A existência de um gradiente latitudinal no aninhamento das comunidades foi testado a partir da correlação linear não paramétrica de Kendal. Apenas 11 das 214 espécies presentes no banco de dados possuem registro para mais de 50% das comunidades analisadas, enquanto 41 espécies foram registradas em apenas uma comunidade. A análise de similaridade ao nível de 20% sugere seis agrupamentos para as comunidades de morcegos neotropicais. Estes agrupamentos foram confirmados pela ANOSIM ($p < 0.001$) e correspondem às sub-regiões e zonas de transição biogeográficas propostos para a Região Neotropical. Os NMDS demonstram uma tendência à especificidade das comunidades, apontando seis agrupamentos distintos ao nível de 20% de similaridade e 61 grupos ao nível de 50%. Foi observado que de maneira geral os morcegos neotropicais obedecem a gradientes latitudinais e climáticos de riqueza de espécies. Emballonuridae e Phyllostomidae, aumentam sua riqueza no sentido de regiões com menores latitudes, maiores temperaturas e regiões mais chuvosas. Moormopidae apresentou gradiente climático apenas em função da precipitação, aumentando sua riqueza em direção a regiões mais secas. Molossidae e Vespertilionidae parecem não obedecer nenhum dos gradientes testados. Os modelos nulos de coocorrência indicaram que as espécies tendem a coocorrer mais do que seria esperado ao acaso. Para as duas métricas utilizadas na análise aninhamento foram obtidos resultados significativos em ambos os algoritmos utilizados. Um gradiente latitudinal no aninhamento das comunidades também foi observado, estando as comunidades de latitudes menores aninhadas como subconjuntos das comunidades de latitudes maiores.

ABSTRACT

The remarkable diversity of shapes, morphological adaptations and feeding habits, in addition to a singularity in the historical and biogeographical patterns, made the order Chiroptera an excellent model for diversity studies. Latitudinal gradients of species richness, as well as co-occurrence and nestedness patterns of communities, have been tested and described for bats at a variety of geographical and environmental scales, suggesting that bats respond to these patterns with a decrease in the richness at high latitudes and an increase at low latitudes. Here, data from 83 neotropical bat communities were used for the following objectives: to detect and describe the general patterns of species richness in the Neotropical region; to describe the existence of biogeographical clusters through community similarity; to test the latitudinal and climatic gradient of species richness and the nested pattern of communities, with species-poor sites as subsets of the richer ones, as well as testing the hypothesis of the occurrence of a latitudinal gradient of nestedness, with communities at high latitudes nested within the low latitudes communities; and to test the assembly rules to verify the co-occurrence patterns and whether competitive interactions could be structuring these communities, with less co-occurrence of species pairs than expected by chance. Regression analyses were performed to compare the latitudinal gradient of species richness in the communities for all data base and for each family separately. Cluster analysis based on Jaccard's measure of dissimilarity was utilized to test whether communities correspond to biogeographical clusters. The significance of clusters was assessed through Analysis of Similarity (ANOSIM). Non-metric multidimensional scaling (NMDS) with cluster superposition was applied in order to generate perceptual maps of communities clusters. Co-occurrence patterns were tested with C-Score and V-ratio metrics in Ecosim software. Nested pattern of communities was tested with NODF and Temperature metrics in Aninhado software. To test the latitudinal gradient of

nestedness, ordination from nestedness analyses were used with the latitude of each community in a non-parametric Kendal's linear correlation test. Only 11 of all 214 species recorded in the data bank occurred in more than a half of the communities. On the other hand, 41 species were recorded only within one community. Cluster analysis with 20% of similarity suggested six biogeographical clusters for the Neotropical bat communities, which correspond to the sub-regions and the biogeographical transition zones of the Neotropical region. The NMDS shows a tendency of specificity for each community, with six clusters at 20% level of similarity and 61 clusters when the 50% similarity level was imposed. The clusters were supported by the ANOSIM ($p < 0.001$). A latitudinal and climatic gradients for all species richness were observed. Emballonuridae and Phyllostomidae had its richness increased towards the lower latitudes and both for temperatures and precipitation rates. Moormopidae had its climatic gradient related with the precipitation, increasing its richness towards the driest regions. By the other hand, gradients for Molossidae and Vespertilionidae were not verified. Null models suggested less segregation between species pairs than expected by chance, indicating that competition seems not to play an important role on the incidence of species in the studied communities. Both metrics of the nestedness analyses showed significance on its results, indicating the nested pattern of communities. A latitudinal degree of nestedness was also verified, with communities at high latitudes as subsets of the communities at low latitudes.

MORCEGOS NEOTROPICAIS: PADRÕES DE RIQUEZA, COOCORRÊNCIA E ANINHAMENTO

INTRODUÇÃO

A ordem Chiroptera tem sido considerada uma das mais bem sucedidas radiações dentre os mamíferos sul-americanos (Lim 2009, Springer *et al.* 2011). Na Região Neotropical a quiropterofauna é composta por cerca de 400 espécies, distribuídas em nove famílias, nas quais estão representados todos os hábitos alimentares conhecidos para a ordem (Teeling *et al.* 2005, Gardner 2008). Os morcegos representam um significativo componente das comunidades de mamíferos neotropicais, sendo responsáveis por até 50% da riqueza e abundância mastofaunística (Lacher & Mares 1986, Estrada & Coates-Estrada 2001).

A notável diversidade de formas, adaptações morfológicas e hábitos alimentares, além de padrões e histórias biogeográficas únicas (Arita *et al.* 2014) fazem dos morcegos excelentes modelos para estudos ecológicos (Fenton *et al.* 1992, Pedro *et al.* 1995, Kalko 1997). Apesar de todos os fatores, indicativos da importância do estudo dos quirópteros, a ausência de informações básicas, como a composição da dieta e suas variações sazonais e geográficas dificultam a compreensão dos processos envolvidos na estruturação das comunidades em escala local (ver Willig 1986).

Uma das principais características dos sistemas naturais é a variabilidade da riqueza de espécies entre diferentes regiões. Enquanto algumas regiões abrigam uma alta proporção de diversidade biológica, outras são quase desprovidas de espécies (Gaston 2000, Willig *et al.* 2003). Em escala macroecológica, os padrões de diversidade de espécies são causados por inúmeros processos ecológicos e evolutivos, bem como, pelo histórico de contingências geográficas (Strong *et al.* 1984, Ricklefs & Schluter 1993). Processos locais, como

competição, predação, mutualismo, variabilidade ambiental, produtividade e diversidade dos recursos, são manifestadas nas escalas ecológicas, enquanto processos regionais, como especiação e extinção, são manifestadas em escalas biogeográficas (Ricklefs & Schluter 1993).

O gradiente de baixa riqueza de espécies em altas latitudes e alta riqueza em baixas latitudes é provavelmente o padrão mais amplamente reconhecido (Brown 2014), e os mecanismos determinantes de tal arranjo ainda são objetos de debates em estudos de ecologia e biogeografia (Pianka 1966, Rohde 1992, Rosenzweig 1995, Gaston 2000). Uma grande variedade de hipóteses históricas e ecológicas tem sido levantadas para explicar sua existência, como por exemplo, eventos de glaciação e especialização de nichos (ver Brown 2014).

Mamíferos neotropicais, quando considerados um único grupo, apresentam um forte gradiente latitudinal, com elevada riqueza em baixas latitudes, e menores riquezas em altas latitudes (Simpson 1964, Kaufman & Willig 1998, Stevens 2004), e, apesar de a contribuição de cada ordem para a variação observada, permanecer obscura (Stevens 2004), a grande diversidade da ordem Chiroptera influencia fortemente o gradiente conhecido para mamíferos. Compreender os processos que moldaram a distribuição atual da diversidade de morcegos é fundamental para o entendimento dos padrões observados em mamíferos (Stevens 2004, Arita *et al.* 2014).

O gradiente latitudinal de riqueza dos morcegos neotropicais tem sido documentado em diferentes estudos (Willig & Selcer 1989, Willig & Sandlin 1991, Kaufman & Willig 1998, Stevens & Willig 2002, Stevens 2004), entretanto tais resultados podem ter sido influenciados por um conjunto de dados bastante reduzido.

As interações biológicas, como por exemplo a competição, foram por muitos anos consideradas na tentativa de compreender os processos e mecanismos de coexistência entre as espécies em escala local. Diamond (1975), baseado no princípio da exclusão competitiva de Gause (1934) e da similaridade limitante de MacArthur & Levins (1967), postulou através de suas regras de montagens de comunidades que a competição poderia ocasionar a segregação entre pares de espécies com requerimento de nicho semelhante, impossibilitando sua ocorrência em uma mesma comunidade.

Buscando um melhor entendimento de como as interações biológicas influenciam na composição das comunidades, diferentes modelos nulos foram propostos para testar as regras de montagem. Os modelos nulos aleatorizam dados ecológicos criando novos padrões de distribuições das espécies que seriam esperados na ausência de mecanismos ecológicos como a competição (Gotelli & Graves 1996, Ulrich & Gotelli 2013). Estes modelos testam a hipótese nula de que nenhum mecanismo biológico atua na estruturação da comunidade (Gotelli & Graves 1996).

Por outro lado, outro padrão amplamente reconhecido na macroecologia é um importante fenômeno dentro do contexto da Teoria de Biogeografia de Ilhas de MacArthur & Wilson (1967) é o aninhamento das comunidades (Patterson & Atmar 1986). O aninhamento ocorre quando, em uma determinada escala, as comunidades mais pobres em espécies são subconjuntos das comunidades mais ricas em espécies (Wright *et al.* 1998, Ulrich & Gotelli 2007).

O aninhamento entre comunidades é atribuído a capacidade de colonização, vulnerabilidade a extinção, disponibilidade de área, distância do conjunto regional de espécies, desvios amostrais, fragmentação e isolamento do habitat. Por exemplo, na história recente da ecologia de comunidades, estudos com diferentes grupos de organismos têm

verificado que comunidades de ambientes insulares, lagos e paisagens fragmentadas possuem alto grau de aninhamento (Wright *et al.* 1998, Wethered & Lawes 2005, Whittaker & Fernández-Palacios 2007, Meyer & Kalko 2008, Ramos-Jiliberto *et al.* 2009, Winifred *et al.* 2009, Wang *et al.* 2010, Granado-Lorencio *et al.* 2012, Magnus & Cáceres 2012).

Os padrões de coocorrência e o aninhamento das comunidades já foram testados e descritos para morcegos em diferentes escalas e ambientes, demonstrando que de maneira geral as espécies coocorrem mais do que o esperado na ausência de interações biológicas e suas comunidades apresentam alto grau de aninhamento, com as comunidades menos ricas atuando como subconjuntos das comunidades mais ricas (Gotelli & McCabe 2002, Meyer & Kalko 2008, Winifred *et al.* 2009, Varzinczak *et al.* 2015).

Neste trabalho, utilizamos dados de 83 comunidades de morcegos neotropicais com objetivo de:

- (1) Descrever os padrões gerais de riqueza e similaridade entre as comunidades.
- (2) Testar a existência de gradientes climáticos de riqueza através da associação de variáveis ambientais e o número de espécies por comunidade.
- (3) Testar, através de modelos nulos de coocorrência, as regras de montagem de comunidades com base em interações competitivas, verificando os padrões de associação entre os pares de espécies.
- (4) Testar a ocorrência de aninhamento entre as comunidades, e a ocorrência de um gradiente latitudinal no grau de aninhamento, com as comunidades mais pobres em espécies como subconjuntos das comunidades mais ricas; e, comunidades de maiores latitudes aninhadas dentro de comunidades das menores latitudes.

MATERIAL E MÉTODOS

Obtenção dos dados

Dados referentes à riqueza específica de 83 comunidades de morcegos neotropicais foram obtidos da literatura (Apêndice 1) e utilizados na confecção de uma matriz binária de presença/ausência. Uma vez que trabalhos em macro-escala estão sujeitos a um maior número de erros derivados da imprecisão das identificações, falta de padronização nos métodos empregados e esforços amostrais diversos, a seleção das comunidades para compor o banco de dados obedeceu aos seguintes critérios:

(1) Ter sido publicada em periódico científico ou livro especializado. Consideramos aqui que listas de espécies publicadas em periódicos são menos propensas a erros taxonômicos do que teses, dissertações, monografias e relatórios técnicos.

(2) Ter sido publicada há menos de 25 anos. O estabelecimento deste critério visa minimizar os problemas relacionados a alterações no status taxonômico das entidades, bem como contemplar os táxons descritos nesse período.

(3) Capturas realizadas utilizando somente redes de neblina, ou, a combinação de redes de neblina e outros métodos (*e.g. harp traps*, busca ativa). Assim assumimos que, na utilização de um mesmo método, a probabilidade de captura de um determinado táxon foi a mesma nas diferentes áreas.

(4) As amostragens foram realizadas em mais de uma estação do ano (*e.g.* verão e inverno, estação seca e estação úmida), contemplando a possibilidade de amostrar táxons localmente raros ou que realizam migrações e/ou deslocamentos sazonais.

Adequações nomenclaturais foram realizadas sempre que a compreensão dos novos mapas de distribuição geográfica permitiu. Complexos especiosos, com recentes descrições de

espécies e distribuições sobrepostas, foram tratados pelo nome utilizado na bibliografia original.

Neste trabalho o termo “comunidade” foi utilizado para designar os conjuntos de espécies apresentados na literatura original para cada localidade.

Análises dos dados

Para verificar os padrões gerais de riqueza e a similaridade entre as comunidades, foram realizadas análises de agrupamento (Cluster) a partir de uma matriz baseada no índice de similaridade de Jaccard. O Escalonamento Multidimensional Não Métrico (NMDS) com sobreposição de Cluster foi utilizado para gerar mapas perceptuais dos agrupamentos. Foi realizada a análise de similaridade (ANOSIM) (Clarke 1993) para testar a significância dos grupos gerados. O ANOSIM baseia-se na estatística R, podendo variar de -1 a 1, onde valores próximos a 1 indicam maior dissimilaridade entre grupos. A probabilidade associada ao valor de R calculado foi comparada com 9.999 permutações. Estas análises foram realizadas no programa Primer 6 (Clarke & Gorley 2006).

As relações entre a riqueza de espécies, latitude, temperatura média anual e precipitação anual, foram testadas pelo Ajustamento de Curvas ao modelo de regressão com maior poder explicativo. As regressões foram feitas para a riqueza total de espécies e separadamente para cada família (devido ao pequeno número de espécies na matriz, Noctilionidae, Furipteridae, Natalidae e Thyropteridae foram excluídas desta análise). A riqueza total de espécies e a riqueza de Phyllostomidae tiveram seus valores logaritmizados por apresentarem melhor ajuste após a transformação. Estas análises foram realizadas no programa Bioestat 5.0 (Ayres *et al.* 2007).

Para verificar os padrões de coocorrência foram utilizados os índices C-Score (Stone & Roberts 1990) e V-Ratio (Schluter 1984). O índice C-Score testa a hipótese nula de que as espécies coocorrem mais do que o esperado ao acaso, e o V-Ratio testa hipótese nula de que as espécies covariam mais do que o esperado ao acaso. Desta forma, quando a hipótese nula se mostra verdadeira, assume-se que interações biológicas provavelmente não estejam atuando na estruturação das comunidades. Ambos índices são as métricas menos propensas a Erros do Tipo I (rejeitar a hipótese nula sendo ela verdadeira) e Erros do Tipo II (aceitar a hipótese nula quando ela é falsa) (Gotelli 2000).

Os resultados para estas métricas foram comparados por valores gerados aleatoriamente através de modelos nulos (Gotelli & Graves 1996) com base em dois algoritmos que, de acordo com Gotelli (2000), apresentam menor probabilidade de Erros do Tipo I. Estes algoritmos diferem no modo como o total das linhas e das colunas é modificado, durante as aleatorizações, para originar novos padrões de distribuição das espécies na matriz.

O algoritmo Linha Fixa – Coluna Equiprovável (FE) garante que as comunidades possuam a mesma probabilidade de receber as espécies, podendo variar o número de espécies por comunidade, mas todas as localidades possuindo o mesmo número médio de espécies.

O algoritmo Linha Fixa – Coluna Proporcional (FP) mantém fixo o número de localidades onde cada espécie ocorre e suas distribuições são proporcionais ao total do somatório das colunas da matriz original.

Os algoritmos Fixo-Equiprovável e Fixo-Proporcional por não limitarem o número de espécies durante as simulações evitam que possíveis efeitos de competição sejam incorporados aos resultados (Connor & Simberloff 1984, Gotelli 2000).

Os dados foram analisados através do software EcoSim 7.0 (Gotelli & Entsminger 2001), com 5000 randomizações pelo algoritmo Sequential Swap (Gotelli 2000).

O aninhamento foi quantificado através da métrica NODF (Nestedness Overlap Decreasing Fill) por apresentar melhor desempenho e ser menos sensível ao tamanho ou preenchimento da matriz (Almeida-Neto *et al.* 2008). O aninhamento das comunidades também foi testado através da métrica Temperatura (Atmar & Patterson 1993). Devido a estudos recentes com comunidades de morcegos terem utilizado esta métrica, ela foi aqui calculada para fins de comparação, uma vez que diferentes estudos apontaram maior sensibilidade da Temperatura ao formato e preenchimento da matriz podendo ocasionar maior probabilidade de erros (Almeida-Neto *et al.* 2007, Almeida-Neto *et al.* 2008, Ulrich *et al.* 2009).

Para ambas as métricas foram acessadas as probabilidades e a significância da ordenação gerada através de dois modelos nulos oferecidos no software Aninhado (Guimarães & Guimarães 2006): ER (*Absolute Random Model*), no qual a redistribuição das espécies ocorre oferecendo para cada célula a mesma probabilidade de receber cada espécie; e CE (*Row-Column Probability Model*), o qual distribui as espécies de maneira proporcional à observada na matriz original. Foram realizadas 1000 simulações e foi adotado o nível de significância de 0.05.

Para verificar possíveis padrões latitudinais no aninhamento entre as comunidades, nós estabelecemos um ranking de ordenação para as comunidades e atribuímos posições neste ranking para cada comunidade. A comunidade mais rica em espécies e que representa o maior nível hierárquico dentro do aninhamento recebeu a posição 1 e assim por diante, até a comunidade 83, a última na ordenação e com o mais baixo nível hierárquico. Com base nestas posições criadas, nós fizemos uma correlação linear não paramétrica de Kendal (1938), cruzando os dados das posições de cada comunidade com sua respectiva latitude. De acordo com nossa hipótese inicial, as comunidades das maiores latitudes estariam aninhadas dentro

das comunidades das menores latitudes. Desta forma, nós esperamos então que em maiores latitudes a posição para cada comunidade neste ranking seja mais alto, obedecendo a esta correlação linear. Estas análises foram realizadas no ambiente R (R Core Team).

RESULTADOS

Composição das comunidades

A análise das 83 comunidades resultou num total de 214 espécies, representando aproximadamente 53% das espécies de quirópteros neotropicais (Teeling *et al.* 2005). A riqueza média nas comunidades foi de 33 espécies, variando de 7 em Juiz de Fora, Minas Gerais, Brasil a 92 espécies na Reserva Florestal Iwokrama, Guiana.

Apenas 11 das 214 espécies possuem registro para mais de 50% das comunidades analisadas, enquanto 41 espécies foram registradas em apenas uma comunidade (Apêndice I). *Artibeus lituratus* é a espécie mais comum, ocorrendo em 76 comunidades, seguida por *Carollia perspicillata* em 73, *Desmodus rotundus* em 71, *Sturnira lilium* em 66, *Glossophaga soricina* em 64, *Myotis nigricans* em 58, *Artibeus planirostris* em 53, *Phyllostomus hastatus* em 49, *Molossus molossus* em 46, *Chrotopterus auritus* em 44 e *Artibeus obscurus* em 42.

Similaridade entre as comunidades

A análise de similaridade ao nível de 20%, conjuntamente com a ANOSIM ($R = 0.845$, $p < 0.001$) sugere seis agrupamentos para as comunidades de morcegos neotropicais (Figuras 1 e 2). Os seis agrupamentos formados correspondem às sub-regiões e zonas de transição biogeográficas propostas para a Região Neotropical por Morrone (2014) (Figura 1). O grupo 1 corresponde a comunidade Saint Martin, Antilhas, localizada no extremo leste da região caribenha, na Sub-região das Antilhas.

O grupo 2 é composto por 6 comunidades, localizadas no México, América Central e uma nos Andes colombianos. A localização deste grupo coincide com a Sub-região Brasileira, no entorno da Zona de Transição Mexicana (*sensu* Morrone 2014) (o grupo 2 será tratado como América Central “AC”). O grupo 3 é formado por 35 comunidades, em sua grande maioria localizadas na Amazônia e suas áreas de contato com o Cerrado, além de uma comunidade na Costa Rica. Este grupo coincide quase na sua totalidade com a Sub-região Brasileira (*sensu* Morrone 2014) (o grupo 3 será tratado como Amazônia “AM”). O grupo 4 é composto por 39 comunidades localizadas nos domínios da Mata Atlântica, Pantanal, Caatinga e suas áreas de contato com o Cerrado, além da comunidade de El Refúgio na Colômbia. Este grupo coincide com a Sub-região Chaquenha (*sensu* Morrone 2014) (o grupo 4 será tratado como Mata Atlântica “MA”).

O grupo 5 corresponde a uma única comunidade, o Parque Nacional Podocarpus, Equador e está localizado na Sub-região Brasileira, em uma descontinuidade da Zona de Transição Sul-americana (*sensu* Morrone 2014). O grupo 6 também corresponde a uma única comunidade, o Parque Provincial Potrero de Yala, Argentina, e está localizado na Zona de Transição Sul-americana, próximo de suas áreas de contato com as Sub-regiões Brasileira e Chaquenha (*sensu* Morrone 2014).

Os mapas perceptuais gerados na análise NMDS (Figuras 3 e 4) apresentaram *stress* de 0.18, o que pode ser considerado entre bom e regular, e, demonstram uma tendência à especificidade das comunidades. Quando se considera a similaridade ao nível de 20% seis agrupamentos distintos são formados, ao passo que aumentando o nível de similaridade para 50% são formados 61 grupos. Estes dados sugerem que mesmo que as comunidades se alimentem de um conjunto regional de espécies comum, suas configurações locais tendem a ser bastante distintas.

Das 214 espécies, 77 foram exclusivas das comunidades do grupo 3 (AM). Treze foram exclusivas do grupo 4 (MA) e 14 foram exclusivas do grupo 2 (AC) (Tabela 1). Trinta e uma (31) espécies são compartilhadas pelos três agrupamentos. Os grupos 3 e 2 compartilham 12 espécies. Grupos 4 e 2 compartilham apenas duas espécies, enquanto 3 e 4 compartilham 58 espécies.

Anoura fistulata, *Sturnira bidens* e *Sturnirasorianoi* foram exclusivas do Parque Nacional Podocarpus, Equador. *Monophyllus plethodon*, *Brachyphylla cavernarum* e *Ardops nichollsi* foram exclusivas da ilha Saint Martin, nas Antilhas. *Histiotus macrotus* foi a única espécie exclusiva do Parque Provincial Potrero de Yala, Argentina.

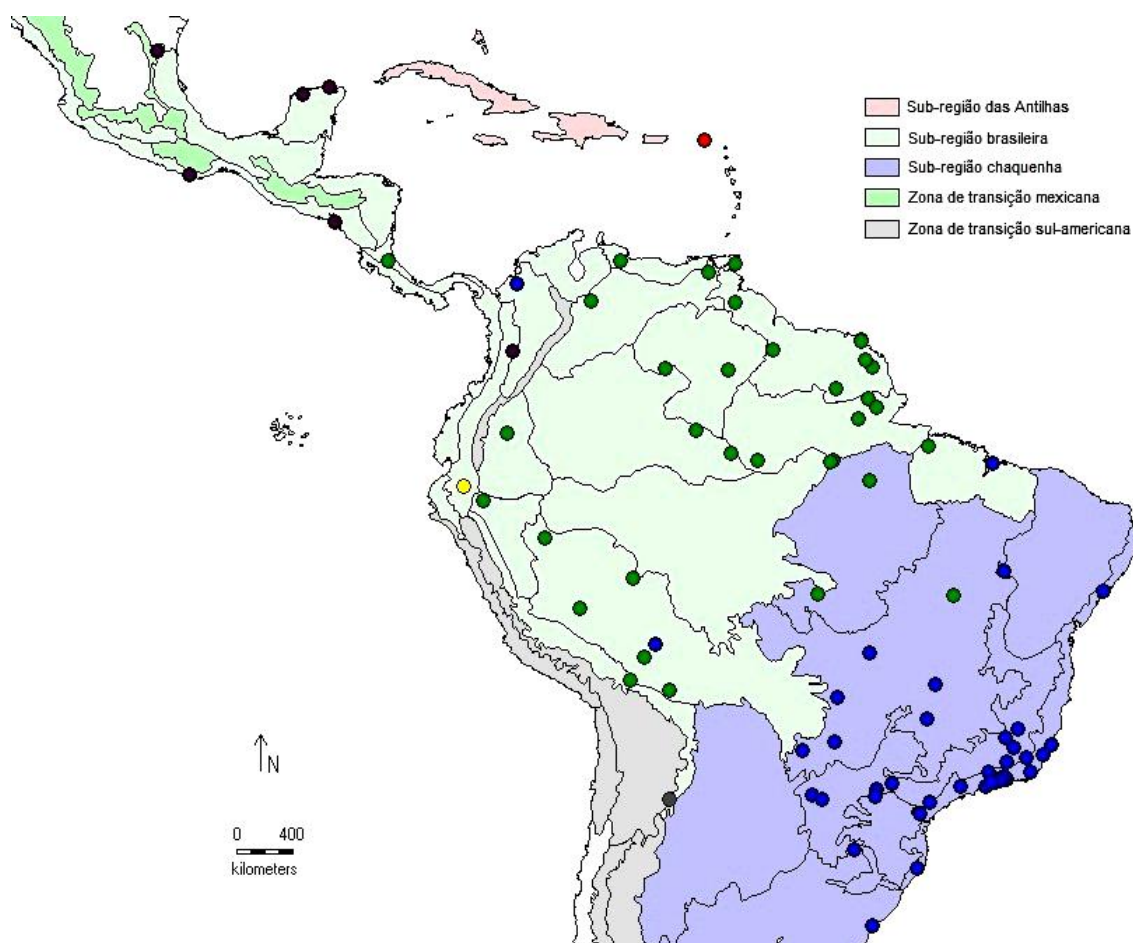


Figura 1. Distribuição das 83 comunidades de morcegos neotropicais (círculos), sobreposta ao mapa com regionalização biogeográfica neotropical de Morrone (2014). Cores representam os 6 agrupamentos obtidos na análise de Cluster por similaridade (Jaccard 20%). Círculo rosa = Saint Martin, Antilhas, círculos roxos = América Central, círculos verdes = Amazônia, círculos azuis = Mata Atlântica, círculo amarelo = Parque nacional Podocarpus, Equador, círculo cinza = Parque Provincial Potrero de Yala, Argentina. Layer de Lowenberg-Neto (2014).

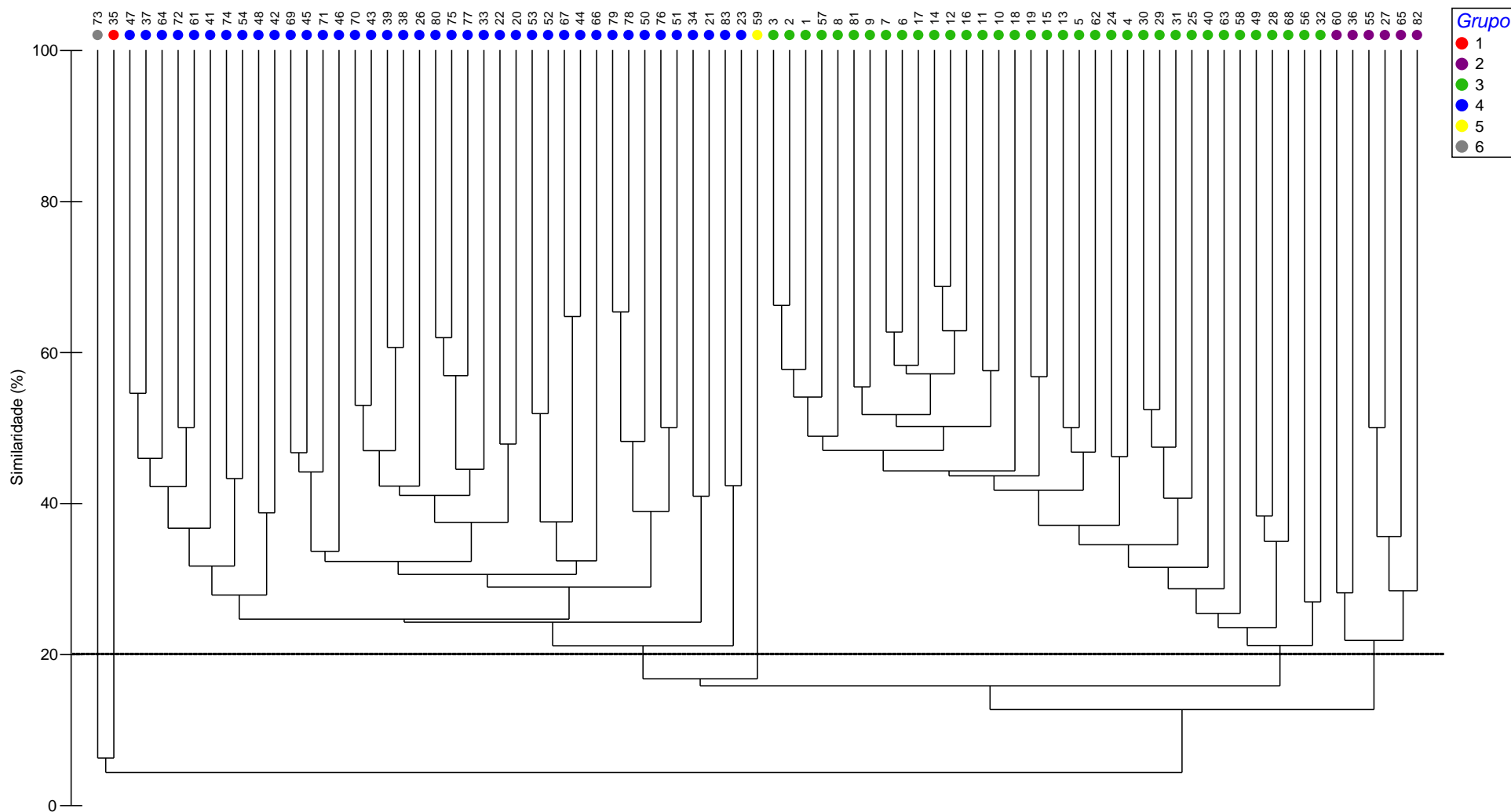


Figura 2. Representação gráfica da análise de agrupamentos (Cluster), de 83 comunidades de morcegos neotropicais, baseada no Índice de Similaridade de Jaccard. Rosa = Saint Martin, Antilhas, roxo = América Central, verde = Amazônia, azul = Mata Atlântica, amarelo = Parque nacional Podocarpus, Equador, cinza = Parque Provincial Potrero de Yala, Argentina.

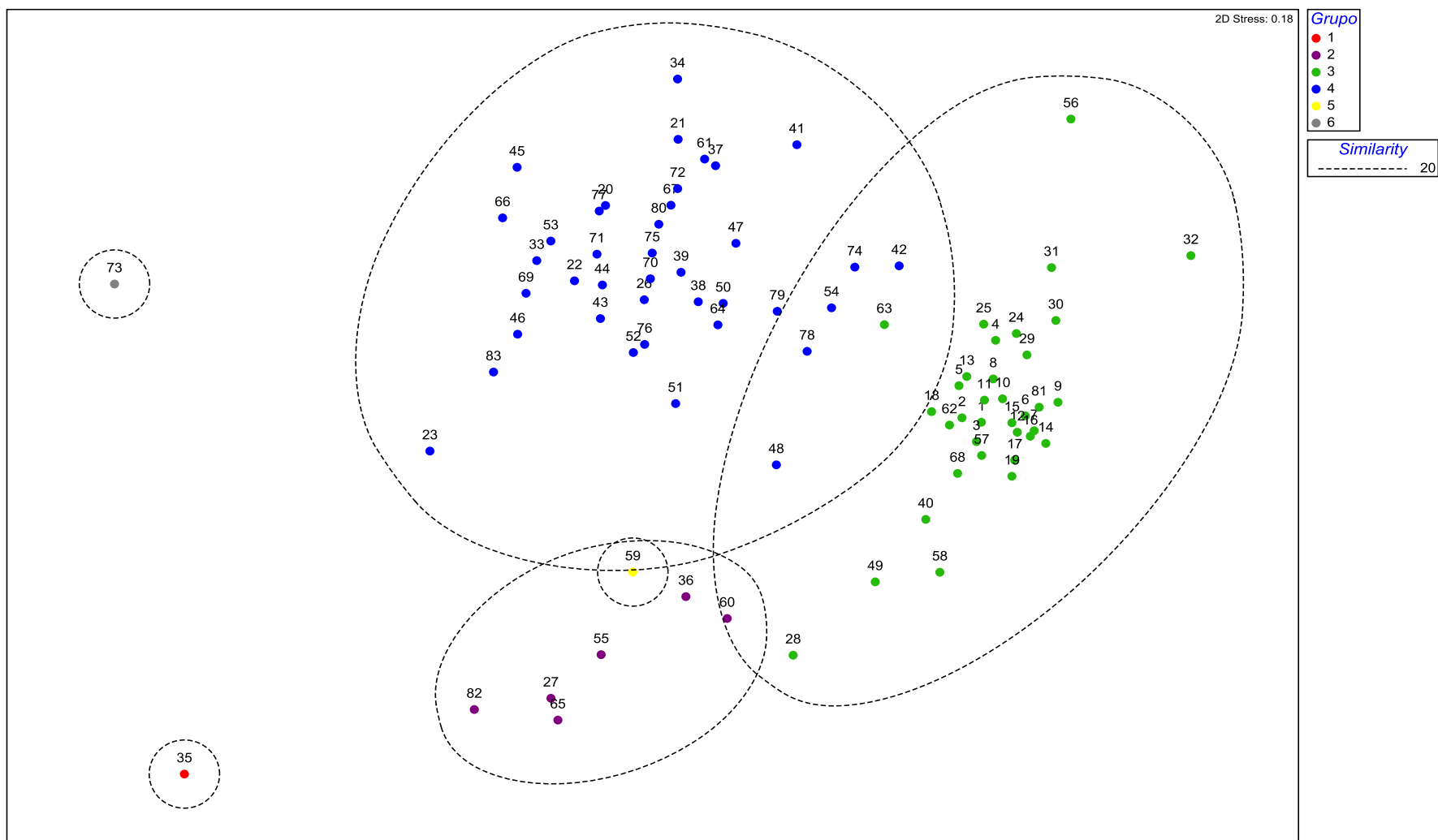


Figura 3. Mapa perceptual do NMDS com sobreposição de Cluster baseada no Índice de Similaridade de Jaccard de 20%. Rosa = Saint Martin, Antilhas, roxo = América Central, verde = Amazônia, azul = Mata Atlântica, amarelo = Parque nacional Podocarpus, Equador, cinza = Parque Provincial Potrero de Yala, Argentina.

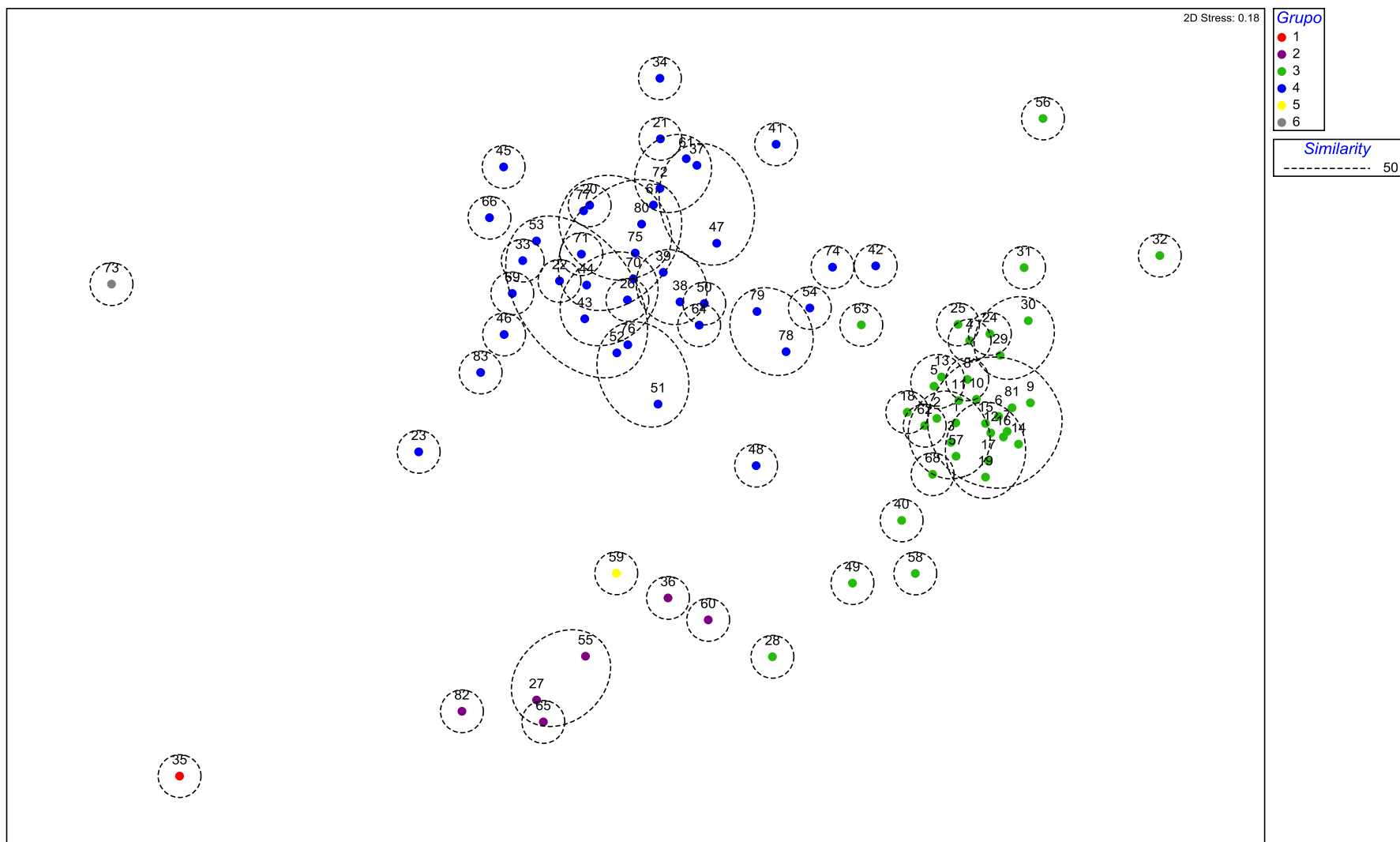


Figura 4. Mapa perceptual do NMDS com sobreposição de Cluster baseada no Índice de Similaridade de Jaccard de 50%. Rosa = Saint Martin, Antilhas, roxo = América Central, verde = Amazônia, azul = Mata Atlântica, amarelo = Parque nacional Podocarpus, Equador, cinza = Parque Provincial Potrero de Yala, Argentina.

Gradientes de riqueza

A relação entre a riqueza total de espécies em nossa matriz foi significativa com astrês variáveis independentes testadas (Figuras 5, 6 e 7). Para a variável Latitude o modelo Polinomial Quadrático apresentou o melhor ajuste, explicando 38% ($p < 0.0001$) da variação observada. Para a variável Temperatura Média Anual o modelo Exponencial teve o melhor ajuste com R^2 de 20.4% ($p < 0.00001$), enquanto a Precipitação Anual teve melhor ajuste ao modelo Geométrico, explicando 28.2% ($p < 0.00001$) da variação observada na riqueza.

Estes dados indicam que morcegos neotropicais obedecem não somente a um gradiente latitudinal de riqueza, como também a um gradiente climático. Desta maneira, podemos dizer que morcegos neotropicais tendem a apresentar riquezas mais elevadas em latitudes menores, com temperaturas médias anuais e precipitações mais altas.

Das cinco famílias testadas, apenas as riquezas de Emballonuridae ($R^2 = 18\%$, $p = 0.005$) e Phyllostomidae ($R^2 = 52\%$, $p < 0.0001$) apresentaram relações de dependência matematicamente significativas com a variável Latitude e Temperatura Média Anual (Emballonuridae $R^2 = 26.6\%$, $p = 0.0003$; Phyllostomidae $R^2 = 28.2\%$, $p < 0.00001$). Ambas as famílias apresentam tendência de aumento na riqueza com diminuição da latitude e o aumento da temperatura.

Quanto a Precipitação Anual, foram obtidos valores significativos para as famílias Emballonuridae ($R^2 = 15\%$, $p = 0.008$), Phyllostomidae ($R^2 = 37.6\%$, $p < 0.00001$) e Moormopidae ($R^2 = 25.1\%$, $p = 0.005$). Entretanto, enquanto Emballonuridae e Phyllostomidae apresentam tendência maiores riquezas em áreas com maiores precipitações, a família Moormopidae apresenta tendência inversa, com maiores riquezas em áreas com menores precipitações.

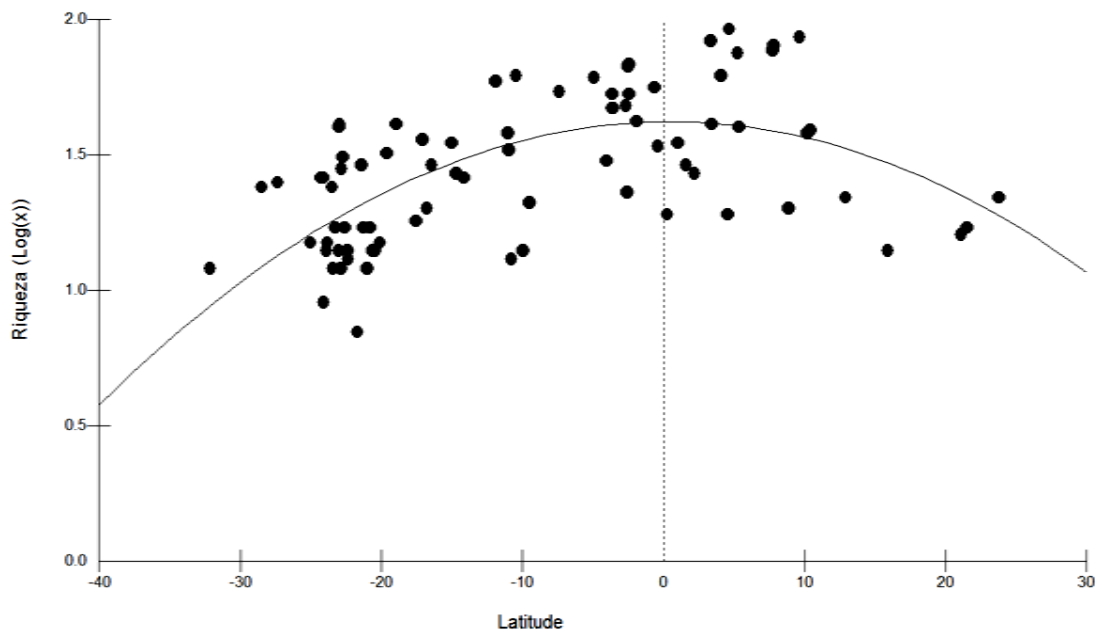


Figura5. Regressão Polinomial Quadrática, demonstrando a relação entre a Latitude e a Riqueza total de espécies em 83 comunidades de morcegos neotropicais ($R^2 = 38\%$, $p < 0.0001$).

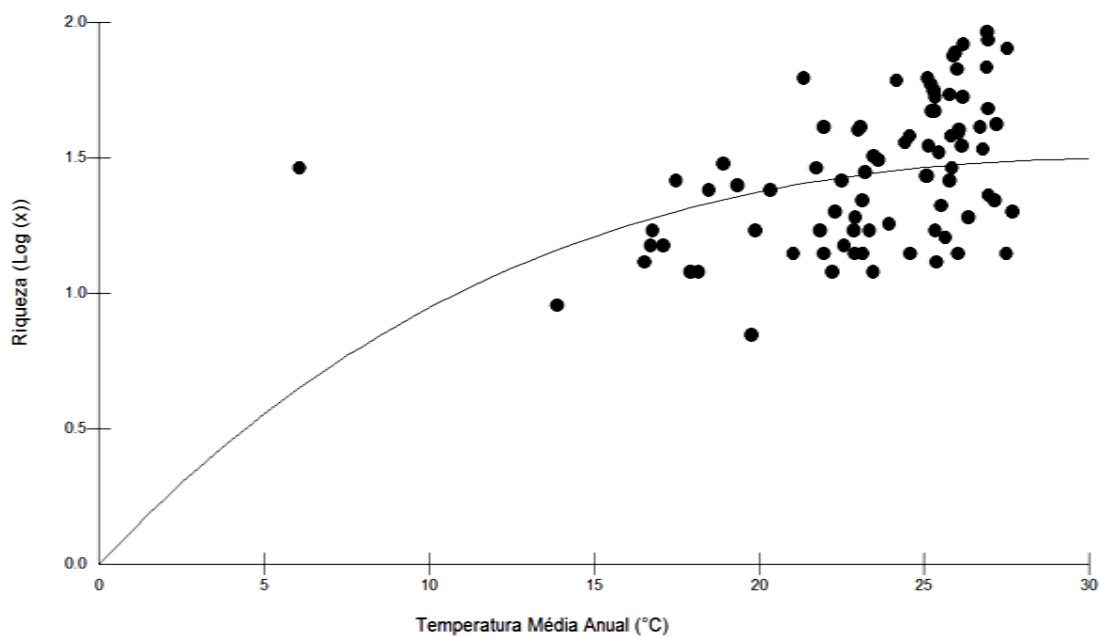


Figura 6. Regressão Exponencial demonstrando a relação entre a Temperatura Média Anual e a Riqueza total de espécies em 83 comunidades de morcegos neotropicais ($R^2 = 20.4\%$, $p < 0.00001$).

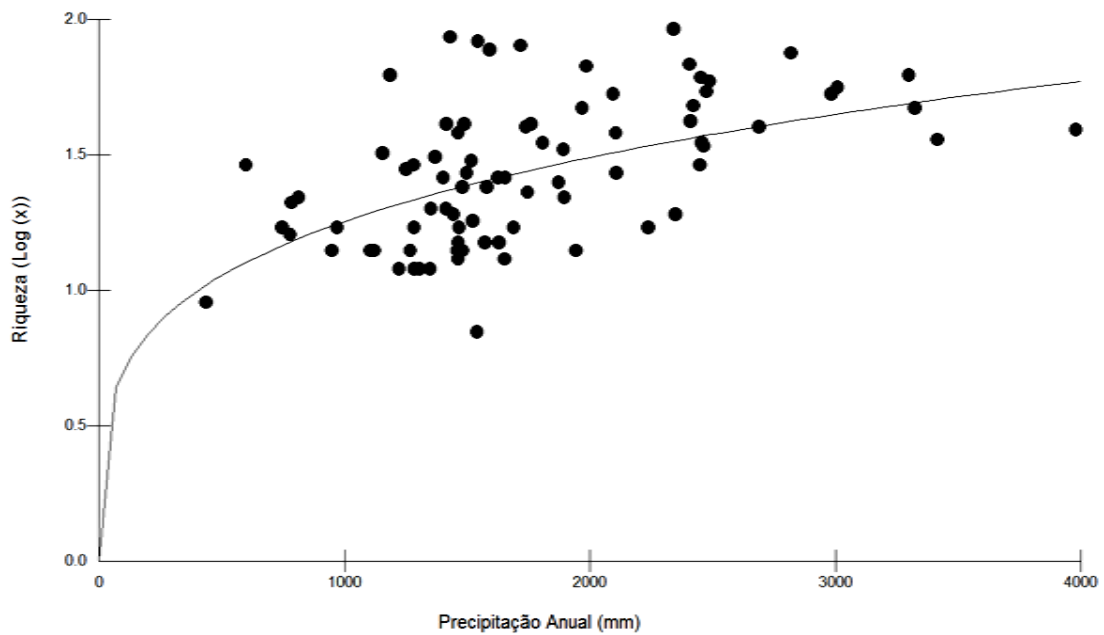


Figura 7. Regressão Geométrica demonstrando a relação entre a Precipitação Anual e a Riqueza total de espécies em 83 comunidades de morcegos neotropicais ($R^2 = 28.2\%$, $p < 0.00001$).

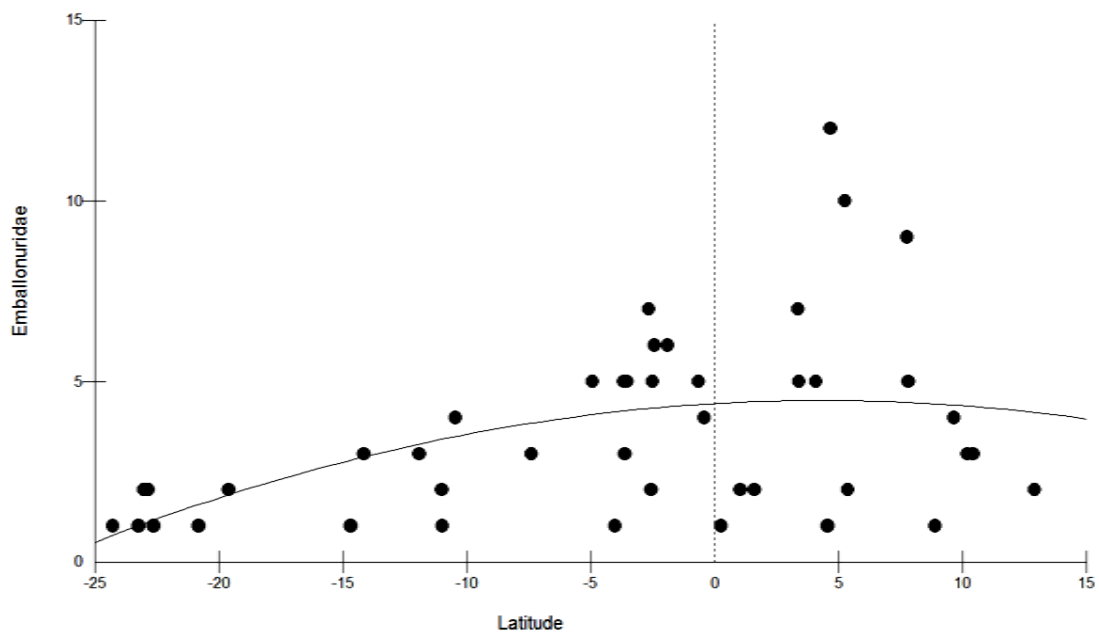


Figura 8. Regressão Polinomial Quadrática demonstrando a relação entre a Latitude e a riqueza da família Emballonuridae em 45 comunidades de morcegos neotropicais ($R^2 = 18\%$, $p = 0.005$).

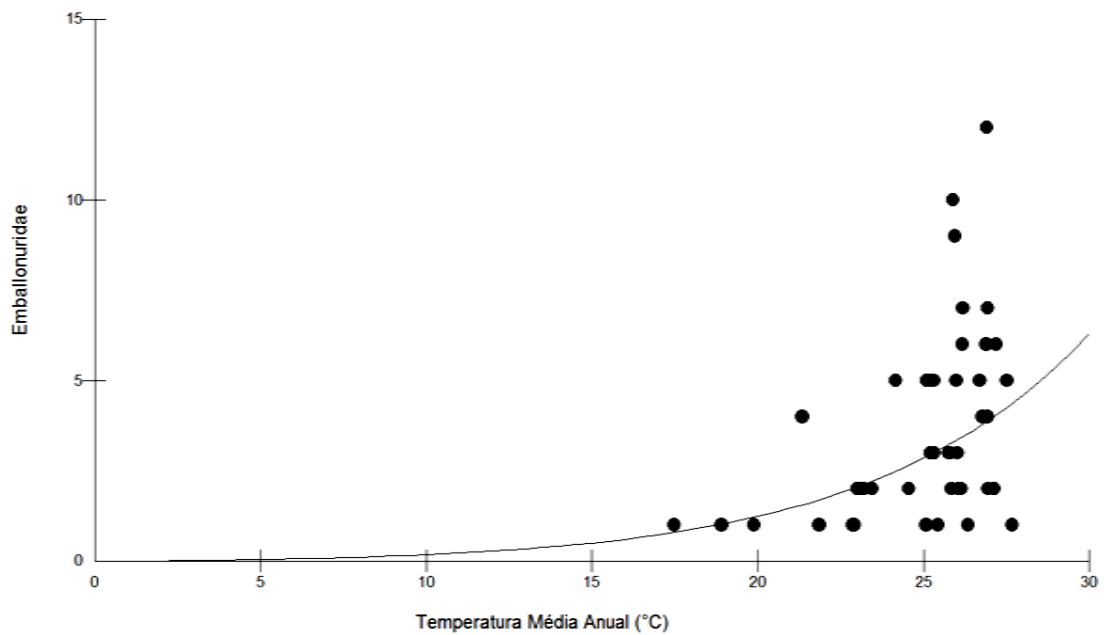


Figura 9. Regressão Exponencial demonstrando a relação entre a Temperatura Média Anual e a riqueza da família Emballonuridae em 45 comunidades de morcegos neotropicais ($R^2 = 26.6\%$, $p = 0.0003$).

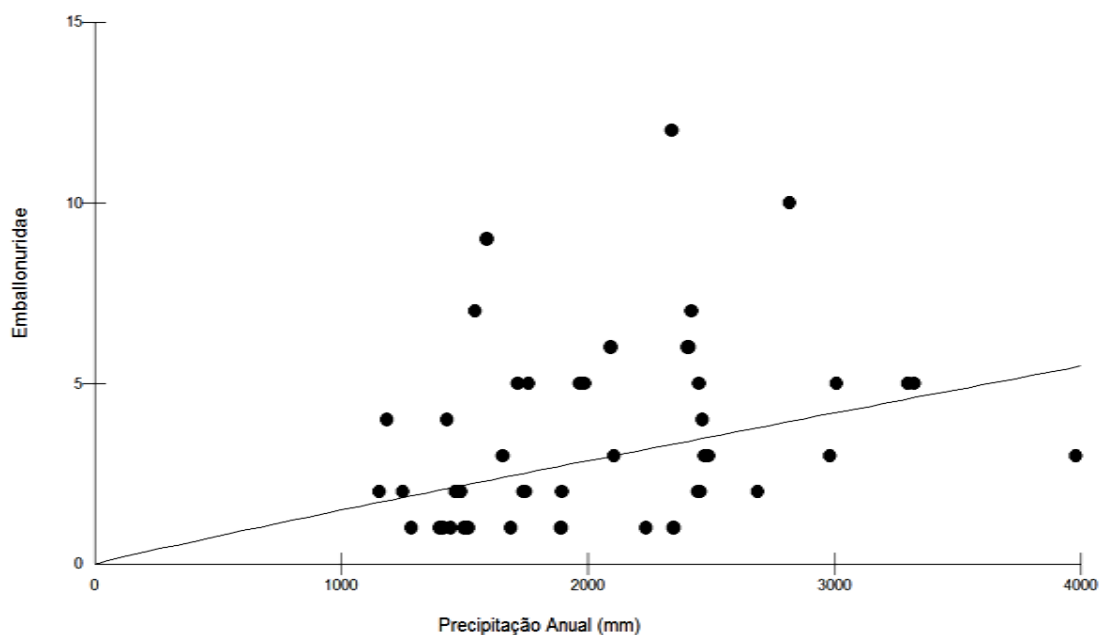


Figura 10. Regressão Geométrica demonstrando a relação entre a Precipitação Anual e a riqueza da família Emballonuridae em 45 comunidades de morcegos neotropicais ($R^2 = 15\%$, $p = 0.008$).

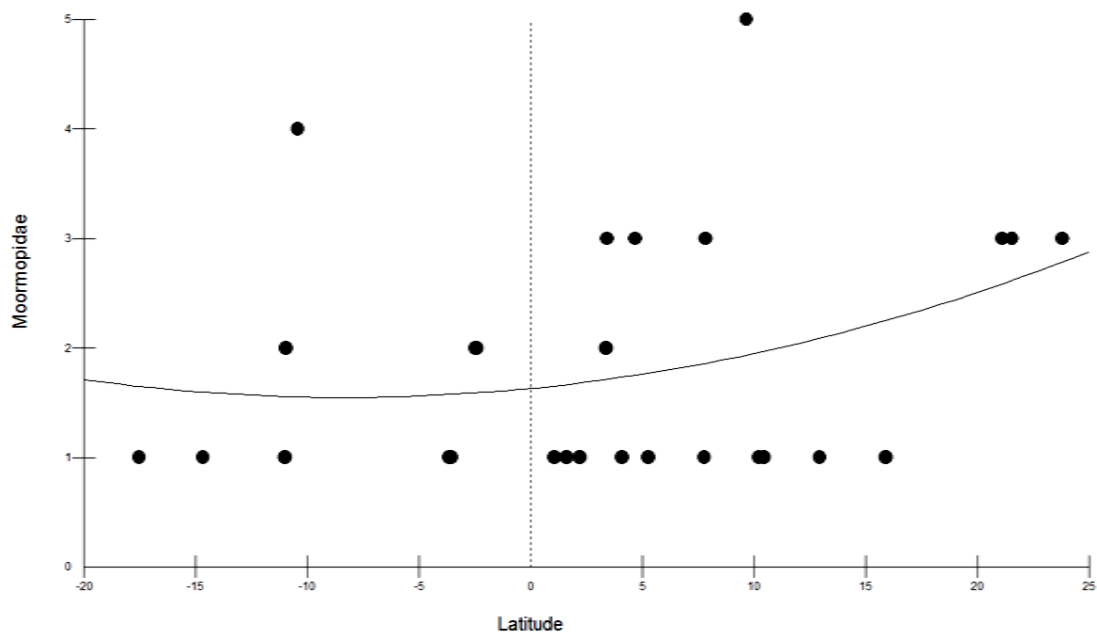


Figura 11. Regressão Polinomial Quadrática demonstrando a relação entre a Latitude e a riqueza da família Moormopidae em 29 comunidades de morcegos neotropicais ($R^2 = 0.2\%$, $p = 0.27$).

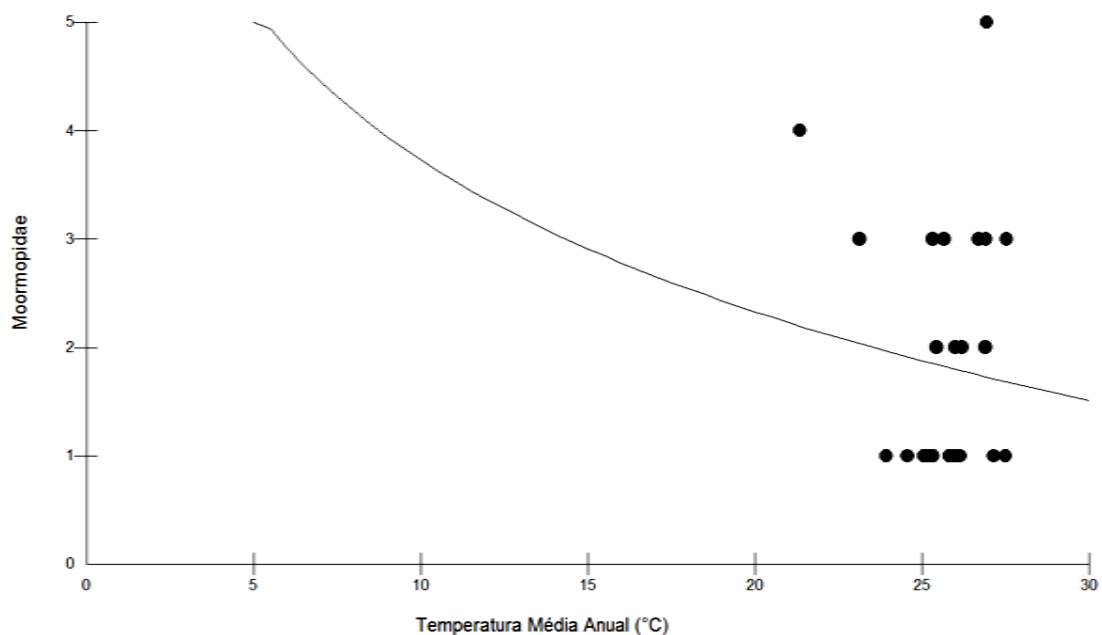


Figura 12. Regressão Logarítmica demonstrando a relação entre a Temperatura Média Anual e a riqueza da família Moormopidae em 29 comunidades de morcegos neotropicais ($R^2 = 0.9\%$, $p = 0.62$).

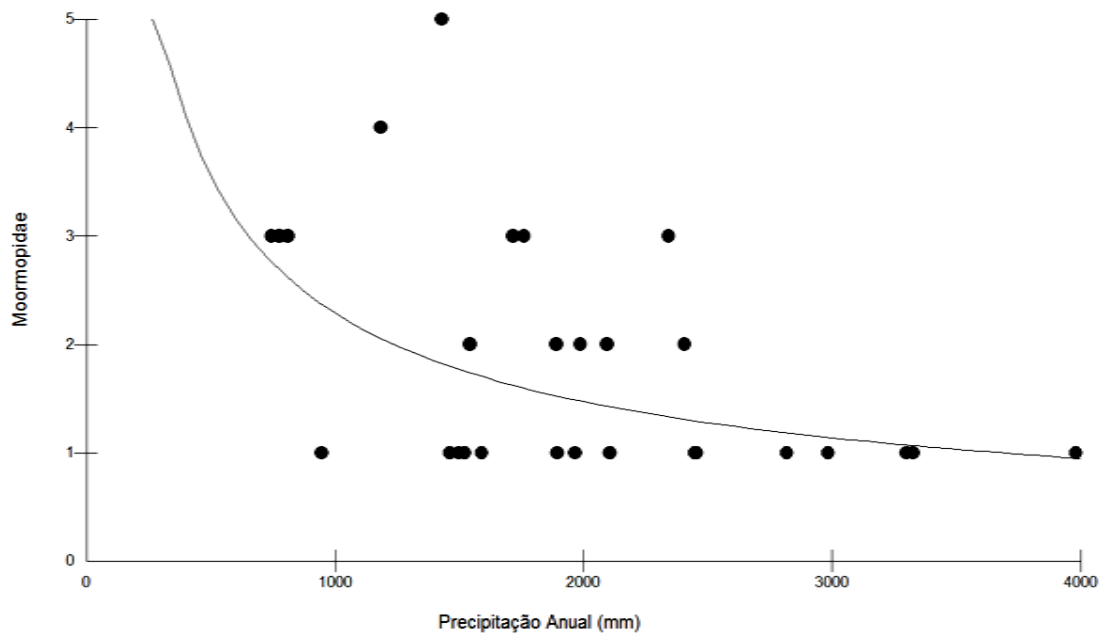


Figura 13. Regressão Geométrica demonstrando a relação entre a Precipitação Anual e a riqueza da família Moormopidae em 29 comunidades de morcegos neotropicais ($R^2 = 25.1\%$, $p = 0.005$).

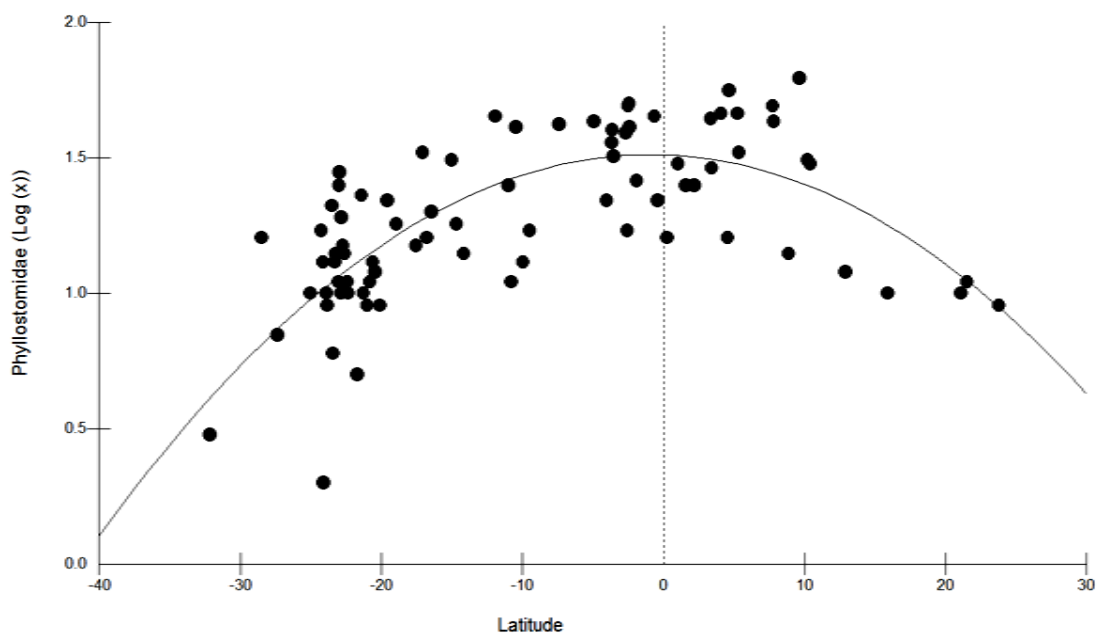


Figura 14. Regressão Polinomial Quadrática demonstrando a relação entre a Latitude e a riqueza da família Phyllostomidae em 83 comunidades de morcegos neotropicais ($R^2 = 52\%$, $p < 0.0001$).

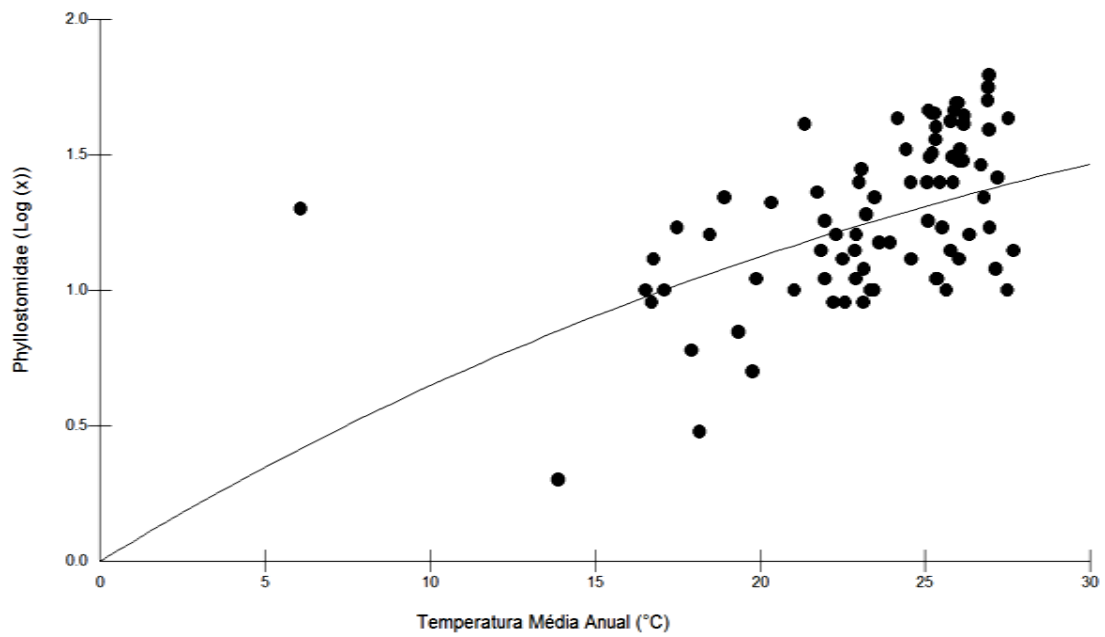


Figura 15. Regressão Exponencial demonstrando a relação entre a Temperatura Média Anual e a riqueza da família Phyllostomidae em 83 comunidades de morcegos neotropicais ($R^2 = 28.2\%$, $p < 0.00001$).

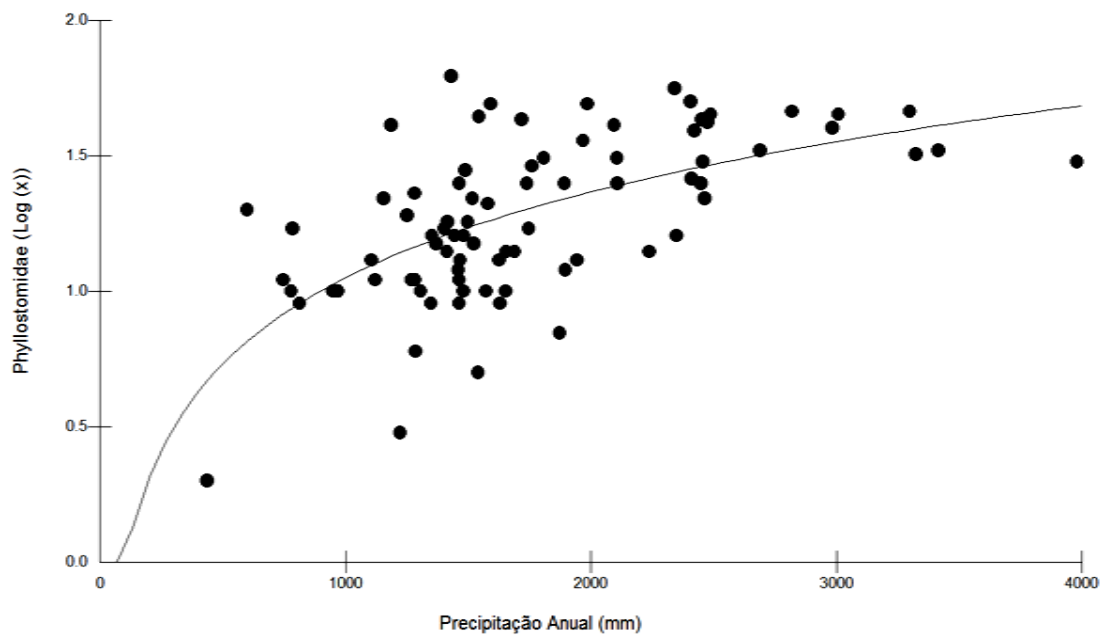


Figura 16. Regressão Logarítmica demonstrando a relação entre a Precipitação Anual e a riqueza da família Phyllostomidae em 83 comunidades de morcegos neotropicais ($R^2 = 37.6\%$, $p < 0.00001$).

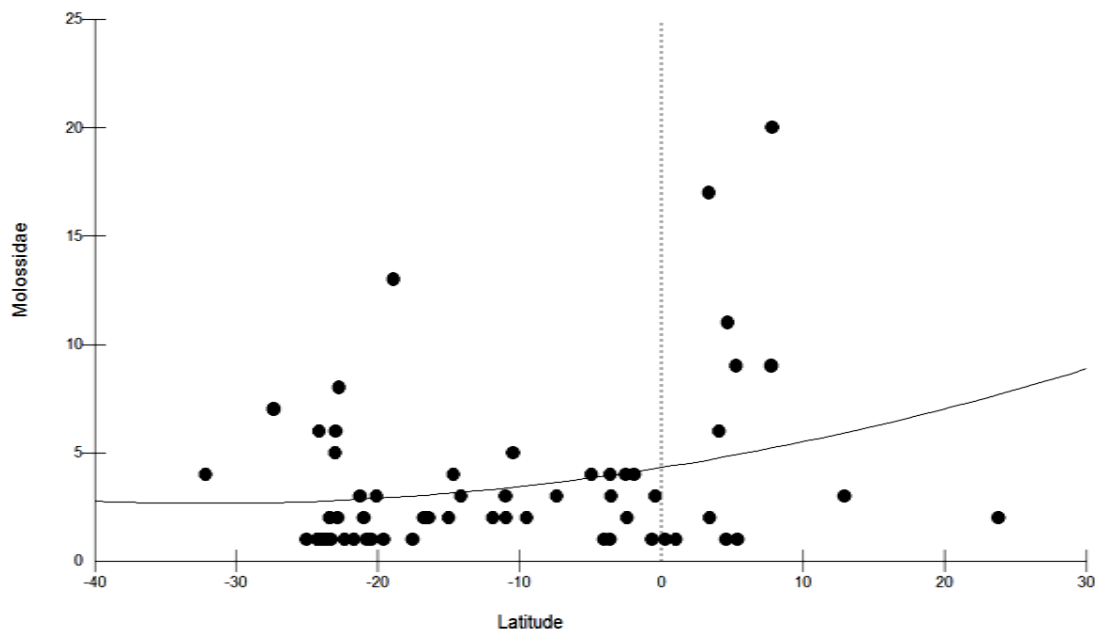


Figura 17. Regressão Polinomial Quadrática demonstrando a relação entre a Latitude e a riqueza da família Molossidae em 59 comunidades de morcegos neotropicais ($R^2 = 0.3\%$, $p = 0.14$).

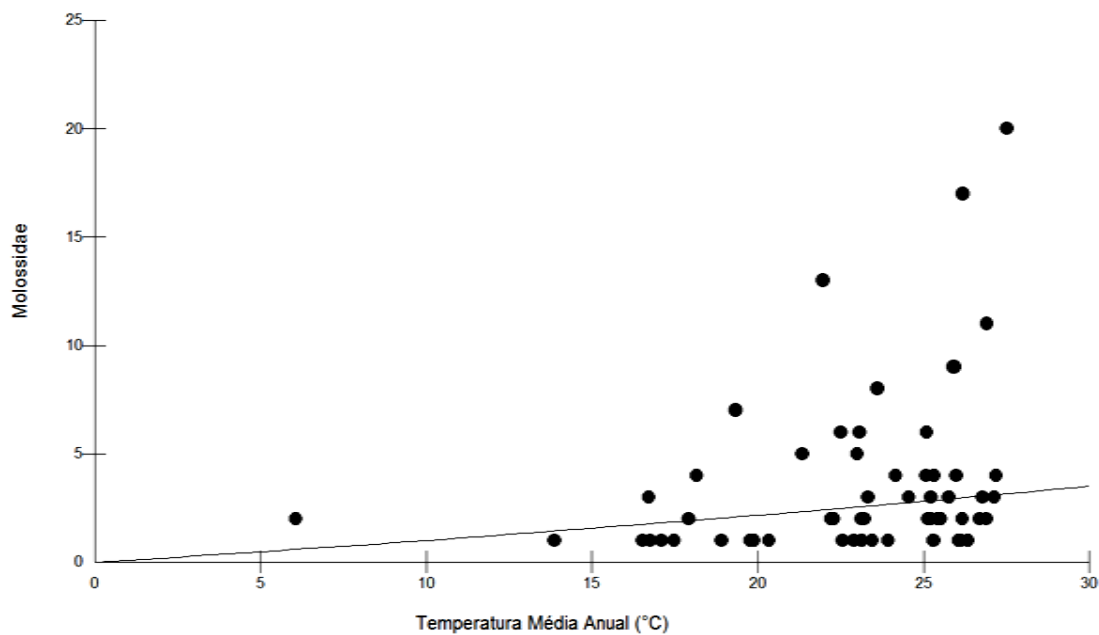


Figura 18. Regressão Exponencial demonstrando a relação entre a Temperatura Média Anual e a riqueza da família Molossidae em 59 comunidades de morcegos neotropicais ($R^2 = 9.4\%$, $p = 0.01$).

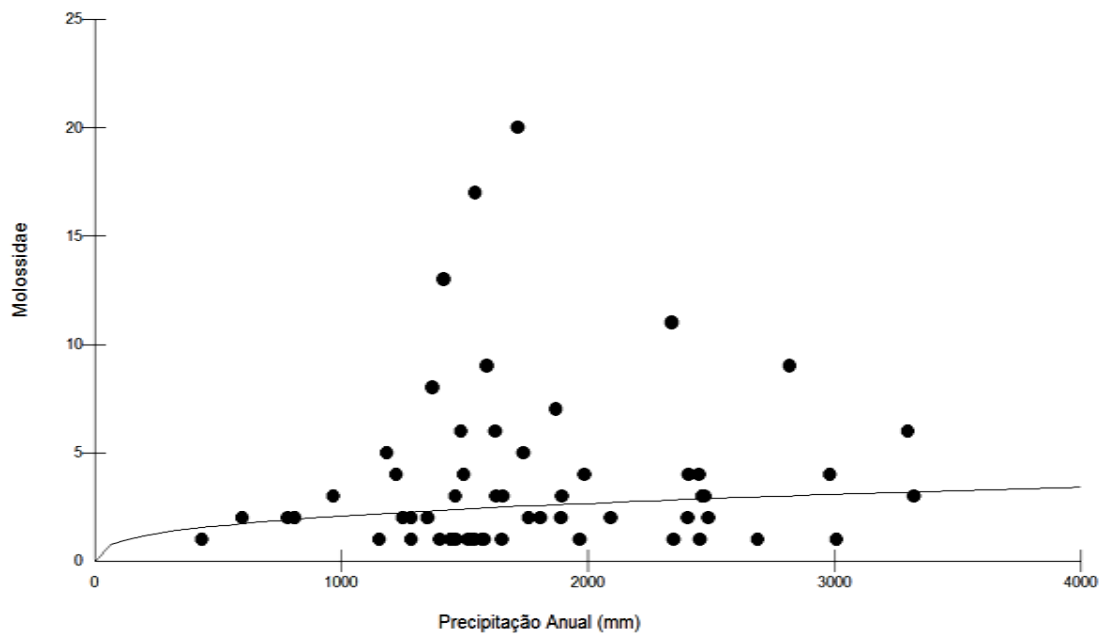


Figura 19. Regressão Geométrica demonstrando a relação entre a Precipitação Anual e a riqueza da família Molossidae em 59 comunidades de morcegos neotropicais ($R^2 = 2.7\%$, $p = 0.2$).

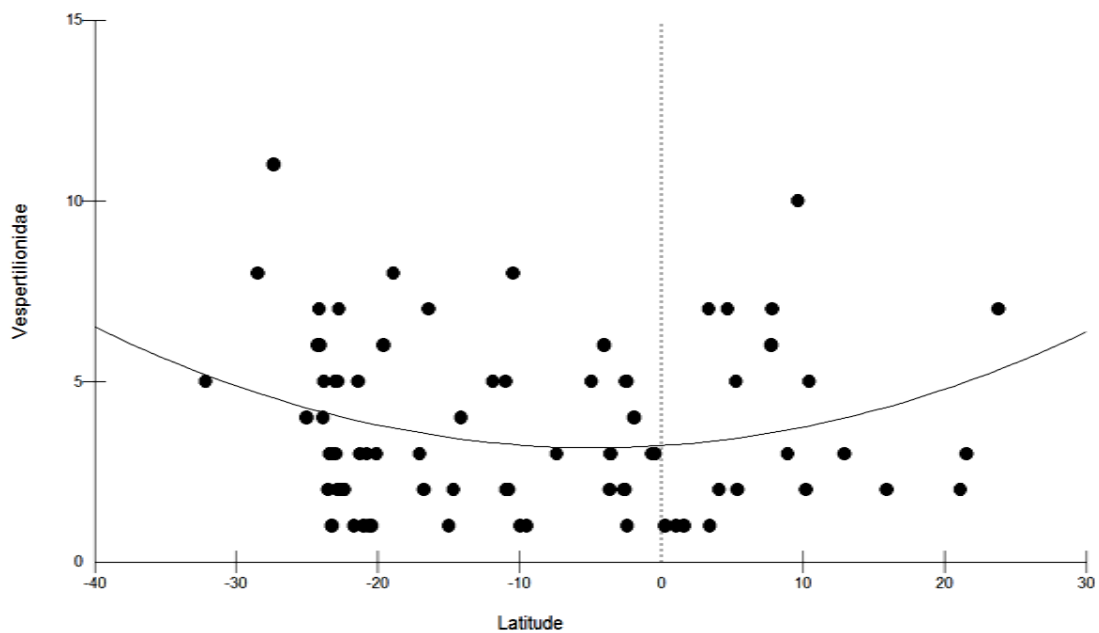


Figura 20. Regressão Polinomial Quadrática demonstrando a relação entre a Latitude e a riqueza da família Vespertilionidae em 79 comunidades de morcegos neotropicais ($R^2 = 0.2\%$, $p = 0.15$).

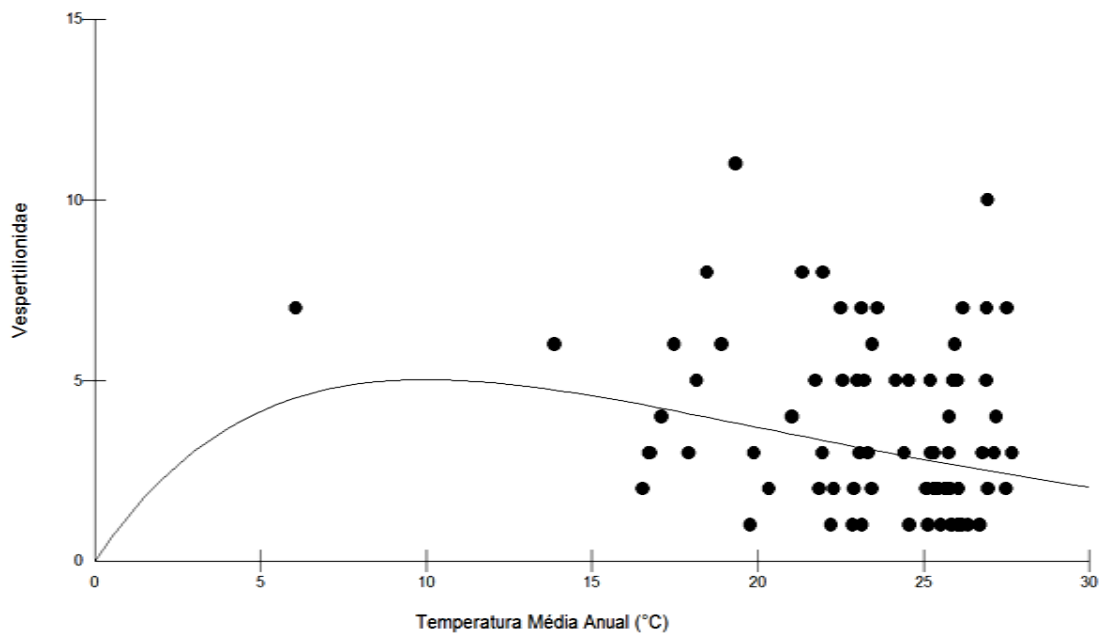


Figura 21. Regressão Exponencial demonstrando a relação entre a Temperatura Média Anual e a riqueza da família Vespertilionidae em 79 comunidades de morcegos neotropicais ($R^2 = 6.2\%$, $p = 0.02$).

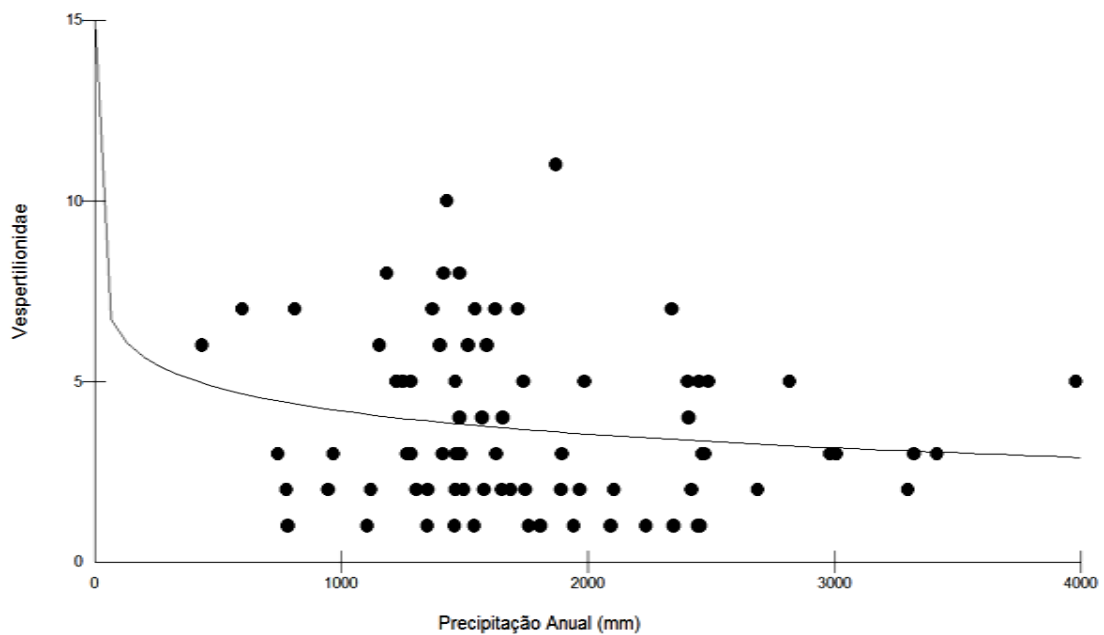


Figura 22. Regressão Logarítmica demonstrando a relação entre a Precipitação Anual e a riqueza da família Vespertilionidae em 79 comunidades de morcegos neotropicais ($R^2 = 2.56\%$, $p = 0.15$).

Padrões de coocorrência

Os resultados para a métrica C-Score (Tabela 2) demonstram que para a matriz total, para as quatro famílias testadas e para os agrupamentos Amazônia e Mata Atlântica, as espécies coocorrem mais do que o esperado na ausência de interações biológicas, como a competição. Apenas as comunidades denominadas dentro do grupo América Central apresentaram valores significativos, sugerindo maior segregação entre os pares de espécies, o que pode ser produto do pequeno número de comunidades nesse agrupamento, desviando os resultados.

Com relação à métrica V-ratio, nossos resultados indicam covariação positiva entre as espécies nas comunidades. Apenas para as comunidades do agrupamento América Central não foram obtidos valores significativos (Tabela 2). De maneira geral nossos dados sugerem que interações biológicas parecem não atuar na estruturação das comunidades estudadas.

Tabela 2. Resultados das análises de coocorrência por modelos nulos. FE = Fixo – Equiprovável, FP = Fixo – Proporcional.

Índice	Matriz	Valores				
		Observado	FE		FP	
			Média	P	Média	P
C – Score	Total	47.639	66.715	>0.001	54.102	>0.001
	Emballonuridae	19.828	65.967	>0.001	25.405	>0.001
	Phyllostomidae	56.198	83.834	>0.001	65.373	>0.001
	Molossidae	16.306	36.423	>0.001	20.907	>0.001
	Vespertilionidae	28.026	34.062	>0.001	26.264	>0.001
	Amazônia	15.439	21.094	>0.001	18.382	>0.001
	Mata Atlântica	15.791	18.426	>0.001	16.639	>0.001
	América Central	1.030	0.990	<0.001*	0.975	<0.001*
	Total	20.008	1.001	<0.001*	11.258	<0.001*
V – Ratio	Emballonuridae	3.217	0.331	<0.001*	1.976	<0.001*
	Phyllostomidae	14.599	0.998	<0.001*	8.213	<0.001*
	Molossidae	5.729	0.421	<0.001*	3.141	<0.001*
	Vespertilionidae	2.163	0.541	<0.001*	1.917	>0.001
	Amazônia	16.252	1.000	<0.001*	7.248	<0.001*
	Mata Atlântica	6.179	0.997	<0.001*	3.588	<0.001*
	América Central	0.993	0.988	>0.001	1.406	>0.001
	Total	20.008	1.001	<0.001*	11.258	<0.001*
	Emballonuridae	3.217	0.331	<0.001*	1.976	<0.001*

Aninhamento das comunidades

Para ambas as métricas utilizadas na análise aninhamento foram obtidos resultados significativos para ambos os algoritmos utilizados (Tabela 3, Figura 11).

O teste de correlação demonstrou haver correlação positiva entre a posição da comunidade no ranking gerado (A comunidade mais rica e que representa o maior nível hierárquico dentro do aninhamento recebeu a posição 1 e assim por diante, até a comunidade 83, a última na ordenação e com o mais baixo nível hierárquico.) e a latitude ($\tau=0,4$, $z=5,2$, $p<0,001$), sendo as comunidades de latitudes menores aninhadas como subconjuntos das comunidades de latitudes maiores (Figura 12).

Tabela 3. Valores obtidos na análise de Aninhamento para as métricas Temperatura e NODF e os valores simulados pelos modelos nulos Er (*absolute random model*), e Ce (*row-column probability model*), com suas respectivas probabilidades.

	Observado	Er	P	Ce	P
Temperatura	14,64	60,30	0,00	38,83	0,00
NODF	34,75	16,19	0,00	22,32	0,00

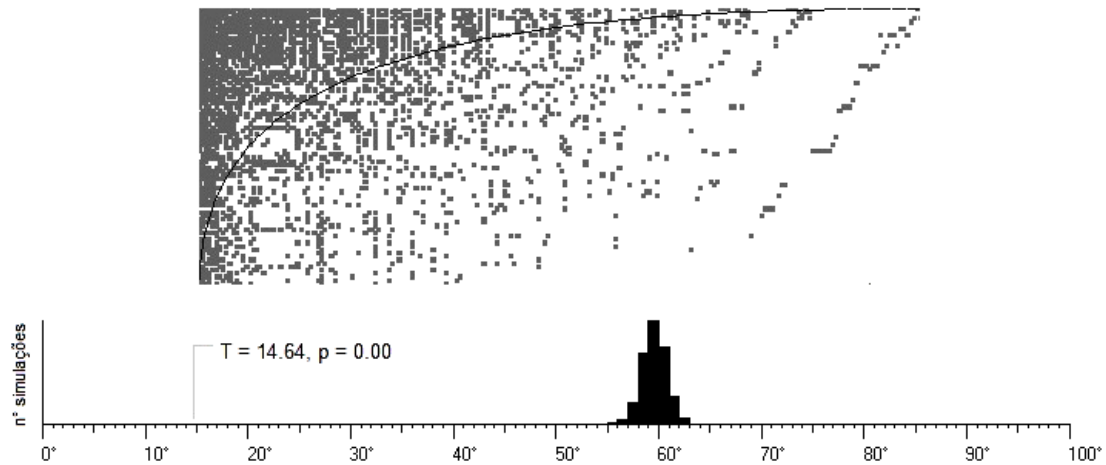


Figura 23. Representação gráfica da análise de Aninhamento gerado pelo programa Nestedness Temperature Calculator (Atmar & Patterson 1993). Para melhor representação as colunas correspondem as espécies e as linhas representam as comunidades

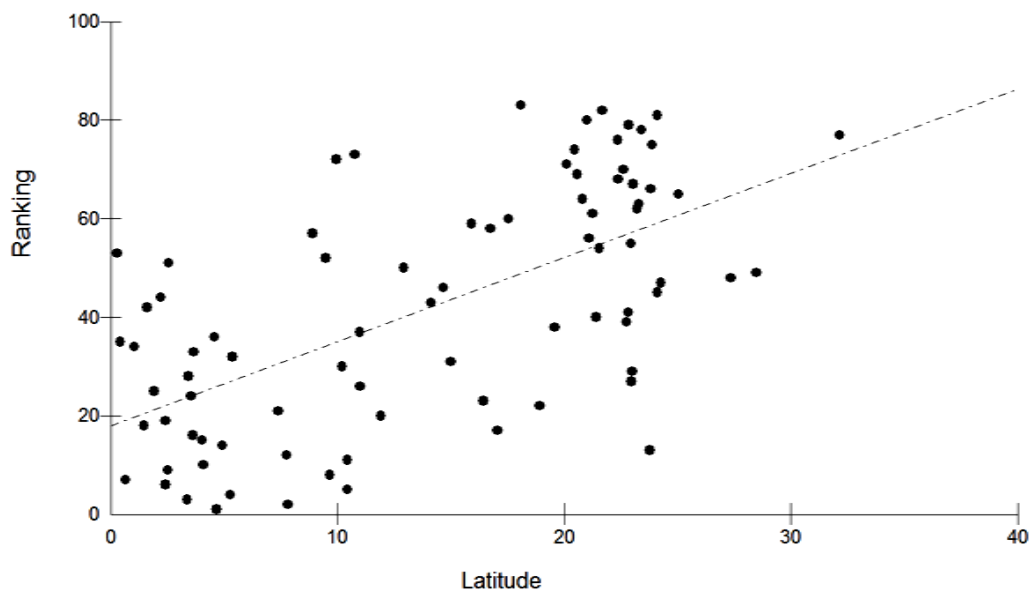


Figura 24. Relação entre a posição da comunidade no ranking de aninhamento e a latitude ($\tau=0,4$; $z=5,2$; $p<0,001$).

DISCUSSÃO

Composição, similaridade e gradiente latitudinal de riqueza

Quando consideramos o fato de que tradicionalmente os Chiroptera são divididos em não mais que uma dúzia de guildas ou grupos funcionais (Willig 1986), a riqueza média de espécies nas comunidades (33 espécies), demonstra quão complexos são os mecanismos de coexistência entre morcegos neotropicais.

Das 11 espécies com registro para mais de 50% das comunidades, nove pertencem a família Phyllostomidae, e destes, sete possuem hábito alimentar frugívoro. A família Phyllostomidae, praticamente endêmica da região Neotropical, tipicamente domina as comunidades em riqueza e abundância (Humphrey & Bonaccorso 1979), à exceção de comunidades de latitudes subtropicais e temperadas, onde Vespertilionidae pode apresentar maior riqueza (*e.g.* Bernardi *et al.* 2009, Bernardi & Passos 2012).

A alta frequência, abundância e riqueza dos Phyllostomidae nas comunidades têm sido apontadas como um possível desvio amostral, reflexo das limitações metodológicas inerentes ao uso de *mist nets* (Kalko 1998). As redes favoreceriam a captura de frugívoros, que possuem ecolocalização menos refinada e visitam o subbosque com mais frequência em busca de plantas fruteiras, enquanto insetívoros, como Molossidae e Vespertilionidae, são difíceis de serem amostrados (Voss & Emmons 1996, Bernad & Fenton 2003), pois, além de voarem mais alto que filostomídeos, possuem um aparato ecolocalizador mais refinado, detectando com maior facilidade as redes (Pedro & Taddei 1997, Simmons & Voss 1998). Entretanto, alguns autores têm tentado relacionar a expressividade de Phyllostomidae nas comunidades com a história evolutiva e biogeográfica do grupo e da Região Neotropical.

Lim (2009) comenta que a falta de consenso quanto à filogenia de Phyllostomidae dificulta a compreensão da história biogeográfica da família. Os únicos fósseis pré-Pleistoceno de Phyllostomidae são do Mioceno médio da América do Sul (~ 15 milhões de anos, início do fechamento do istmo do Panamá) e nenhuma espécie atual é encontrada nas zonas temperadas da América do Norte, o que sugere uma origem sul-americana (Jones *et al.* 2005). Entretanto, Arita *et al.* (2014) citam que é difícil sustentar a hipótese tradicional de origem sul-americana, pois o gênero *Macrotus* Grey, 1943 é endêmico da América do Norte e é o gênero mais basal nas filogenias moleculares de Phyllostomidae (Baker *et al.* 2003).

A análise de agrupamentos baseada no índice de similaridade revelou seis grupos distintos, o que foi reforçado pelo resultado da ANOSIM. Com exceção de algumas poucas comunidades, os grupos formados coincidem com a proposta de regionalização biogeográfica da Região Neotropical de Morrone (2014).

Nossos dados corroboram a ocorrência de um gradiente latitudinal de riqueza em morcegos neotropicais, que apesar de bem documentado (Willig & Selcer 1989, Willig & Sandlin 1991, Willig & Lyons 1998, Stevens 2003, Willig *et al.* 2003 Stevens *et al.* 2006), nunca havia sido testado para um conjunto tão numeroso de comunidades. Adicionalmente, verificamos a ocorrência de gradientes climáticos, com a riqueza de espécies aumentando em função do aumento da temperatura média anual e da precipitação anual, possivelmente explicado pelo fato de regiões mais quentes e mais chuvosas apresentarem maior produtividade e disponibilidade de recursos.

A alta conservação de nicho observada nos mamíferos tende a influenciar na geração do gradiente de riqueza das regiões temperadas em direção ao equador (Cooper *et al.* 2011). Embora a conservação de nicho em morcegos não seja um consenso na explicação dos gradientes para todas as famílias (Ramos-Pereira & Palmeirim 2013, Buckley *et al.* 2010),

demonstram que este grupo contribui significativamente para os gradientes ambientais de riqueza de espécies entre os mamíferos. Este padrão tem sido atribuído ao aumento nas taxas metabólicas provenientes da diversificação de dieta verificada em algumas espécies de morcegos, possibilitando ao grupo explorar regiões temperadas que seriam energeticamente desfavoráveis para algumas espécies (McNab 1982).

Quando testamos a ocorrência dos gradientes de riqueza, latitudinal e climático, separadamente para cada família, percebemos que apenas Emballonuridae e Phyllostomidae aumentam suas riquezas em menores latitudes e em áreas com maior temperatura média anual. Para as demais famílias testadas a variação da latitude e da temperatura paracem não ter efeito sobre a riqueza.

As riquezas de Emballonuridae, Phyllostomidae e Moormopidae apresentaram relação significativa com a variação da precipitação anual. Entretanto, enquanto as duas primeiras aumentam sua riqueza em direção a regiões mais chuvosas, Moormopidae aumenta sua riqueza na direção de áreas mais secas. Molossidae e Vespertilionidae não apresentaram relações significativas entre a variação de suas riquezas com nenhuma das variáveis testadas, aparentemente não apresentando gradientes de nenhum tipo.

De acordo com Rotenberry (1978), gradientes de riqueza de espécies ocorrem quando a variação ambiental afeta o número e diversidade de recursos. Estas variações latitudinais nos recursos parecem ser importantes para o gradiente de riqueza em morcegos neotropicais, uma vez que o número de guildas ou categorias tróficas presentes nas comunidades diminui com o aumento da latitude (Stevens & Willig 2000, Willig 2000). A diversidade trófica de morcegos neotropicais nas mais altas latitudes se limita a presença de insetívoros aéreos, enquanto nas menores latitudes são observáveis todas as categorias (Stevens & Willig 2002).

Assim, o gradiente latitudinal na riqueza de espécies de morcegos, é produto, entre outros fatores, da riqueza e abundância de recursos, e da interação de uma série de gradientes ambientais, que atuam como elementos reguladores sobre a colonização e permanência de espécies e categorias tróficas nas comunidades (Rotenberry 1978, Stevens & Willig 2000, Willig 2000, Stevens 2004).

Padrões de coocorrência

Os resultados para o teste de coocorrência utilizando a métrica C-score demonstram maior coocorrência entre os pares de espécies do que seria esperado ao acaso na ausência de interações competitivas, evidenciando o já demonstrado em menores escalas geográficas (*e.g.* Varzinczak *et al.* 2015). Os valores obtidos pela métrica V-ratio estão de acordo com os apontados pela métrica C-score. Valores significativamente positivos para o V-ratio sugerem maior covariação positiva e conseqüentemente maior coexistência entre os pares de espécies.

Diferentes estudos empíricos (Marinho-Filho 1991, Arlettaz *et al.* 1999, Andreas *et al.* 2012), demonstraram que a coocorrência entre espécies de morcegos é, de maneira geral, facilitada por mecanismos de partição de nicho (Connell 1980). Nossos dados sugerem que interações competitivas pouco contribuem na estruturação das comunidades de morcegos neotropicais. Além disso, os valores obtidos para as famílias indicam maior coocorrência dentro das famílias, o que está de acordo com hipóteses de agrupamentos filogenéticos (Webb *et al.* 2002, Beaudrot *et al.* 2013).

Aninhamento das comunidades

Os resultados aqui apresentados suportam os apontamentos de Ulrich & Gotelli (2007) que consideram o Aninhamento como a análise antagônica aos modelos nulos de

coocorrência, uma vez que assume a ausência de interações bióticas, enquanto os modelos de coocorrência consideram a competição como mecanismo estruturador das comunidades.

Recentes estudos verificaram que comunidades de morcegos quando analisadas em pequena escala apresentam alto grau de aninhamento, processo que é diretamente influenciado pela vagilidade do grupo, área e isolamento de habitat (Meyer & Kalko 2008, Winifred *et al.* 2009, Varzinczak *et al.* 2015). Neste trabalho é mostrado que em escala Neotropical também ocorre alto grau de aninhamento, com comunidades de altas latitudes como subconjuntos de comunidades de baixas latitudes.

Esse padrão de Aninhamento tem sido observado para mamíferos e atribuído, entre outros fatores, a eventos de retração e do avanço das florestas durante o último período glacial (Pleistoceno) (Dobrovolski *et al.* 2012). Desta forma, o gradiente latitudinal de Aninhamento se comporta da mesma forma que o gradiente latitudinal de riqueza.

Recentemente, abordagens filogenéticas têm sido propostas na verificação do padrão de aninhamento de comunidades (Melo *et al.* 2014). Desta forma, análises filogenéticas na composição das comunidades de grupos com histórias evolutivas únicas, como é o caso dos morcegos, poderão revelar novos e importantes padrões e processos macroecológicos.

REFERÊNCIAS

ADRIAN R, O'REILLY CM, ZAGARESE H, BAINES SB, HESSEN DO, KELLER W, LIVINGSTONE DM, SOMMARUGA R, STRAILE D, VAN DONK E, WEYHENMEYER GA & WINDER M. 2009. Lakes as sentinels of climate change. **Limnology and Oceanography** 54: 2283-2297.

ALMEIDA-NETO M, GUIMARÃES JR PR & LEWINSOHN TM. 2007. On nestedness analyses: rethinking matrix temperature and anti-nestedness. **Oikos** 116: 716-722.

ALMEIDA-NETO M, GUIMARÃES P, GUIMARÃES JR PR, LOYOLA RD & ULRICH W. 2008. A consistent metric for nestedness analysis in ecological systems: reconciling concept and measurement. **Oikos** 117: 1227-1239.

ANDREAS M, REITER A & BENDA P. 2012. Dietary Composition, Resource Partitioning and Trophic Niche Overlap in Three Forest Foliage-Gleaning Bats in Central Europe. **Acta Chiropterologica** 14: 335-345.

ARITA HT, VARGAS-BARÓN J & VILLALOBOS F. 2014. Latitudinal gradients of genus richness and endemism and the diversification of New World bats. **Ecography** 37: 1024–1033.

ARLETTAZ R. 1999. Habitat selection as a major resource partitioning mechanism between two sympatric sibling bat species *Myotis myotis* and *Myotis blythii*. **Journal of Animal Ecology** 68: 460–471.

ATMAR W & PATTERSON BD. 1993. The measure of order and disorder in the distribution of species in fragmented habitat. **Oecologia** 96: 373-382.

AYRES M, AYRES JRM, AYRES DL & SANTOS AS. 2007. **BioEstat 5.0 - Aplicações Estatísticas nas Áreas das Ciências Biológicas e Médicas**. Sociedade Civil Mamirauá.

BAKER RJ, HOOFER SR, PORTER CA & VAN DEN BUSSCHE RA. 2003. Diversification among New World Leaf-Nosed Bats: an evolutionary hypothesis and classification inferred from digenomic congruence of DNA sequence. **Occasional Papers of the Museum of Texas Tech University** 230: 1-32.

BEAUDROT L, STRUEBIG MJ, MEIJAARD E, VAN BALEN S, HUSSON S & MARSHALL AJ. 2013. Co-occurrence patterns of Bornean vertebrates suggest competitive exclusion is strongest among distantly related species. **Oecologia** 173: 1053-1062.

BERNARD E & FENTON B. 2003. Bat mobility in a fragmented landscape in Central Amazonia. **Biotropica** 35: 262–277.

BERNARDI IP & PASSOS FC. 2012. Estrutura de comunidade de Morcego em relictos de floresta estacional decidual no Sul do Brasil. **Mastozoologia Neotropical** 19: 9-20.

BERNARDI IP, MIRANDA JMD, SPONCHIADO J, GROTTTO E, JACOMASSA FAF, TEIXEIRA EM, ROANI S & PASSOS FC. 2009. Morcegos de Frederico Westphalen, Rio Grande do Sul, Brasil (Mammalia: Chiroptera): Riqueza e utilização de abrigos. **Biota Neotropica** 9: 1-7.

BROWN JH. 2014. Why are there so many species in the tropics? **Journal of Biogeography** 41: 8–22.

BUCKLEY LB, DAVIES TJ, ACKERLY DD, KRAFT NJB, HARRISON SP, ANACKER BL, CORNELL HV, DAMSCHEN EI, GRYTNES JA, HAWKINS BA, MCCAIN CM, STEPHENS PR & WIENS JJ. 2010. Phylogeny, niche conservatism and the latitudinal diversity gradient in mammals. **Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences** 277: 2131-2138.

CLARKE KR & GORLEY RN. 2006. **PRIMER v5: User manual/tutorial**. Plymouth Marine Laboratory.

CLARKE KR. 1993. Non-parametric multivariate analysis of changes in community structure. **Australian Journal of Ecology** 18: 117-143.

CONNELL JH. 1980. Diversity and the coevolution of competitors, or the ghost of competition past. **Oikos** 35: 131-138.

CONNOR EF & SIMBERLOFF D. 1984. Neutral models of species' co-occurrence patterns. p. 316–331 . In Strong DR Jr, Simberloff D, Abele LG & Thistle AB (eds.). **Ecological Communities: Conceptual Issues and the Evidence**. Princeton University Press.

COOPER, N, FRECKLETON, RB & JETZ, W. 2011. Phylogenetic conservatism of environmental niches in mammals. **Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences** 278: 2384-2391.

DIAMOND JM. 1975. Assembly of species communities. p. 342-144. In Cody ML & Diamond JM (eds.), **Ecology and evolution of communities**. Harvard University Press.

DOBROVOLSKI R, MELO AS, CASSEMIRO FAS & DINIZ-FILHO JAF. 2012. Climatic history and dispersal ability explain the relative importance of turnover and nestedness components of beta-diversity. **Global Ecology and Biogeography** 21: 191-197.

ESTRADA A & COATES-ESTRADA R. 2001. Bat species richness in live fences and incorridors of residual rain forest vegetation at Los Tuxtlas, Mexico. **Ecography** 24: 94–102.

FENTON MB, ACHARYIA L, AUDET D, HICKEY MB, MERRIMAN C, OBRIST MK & SYME DM. 1992. Phyllostomid bats as indicators of habitat disruption in the neotropics. **Biotropica** 24: 440-446.

GARDNER AF. 2008. Order Chiroptera. p.187-580. In Gardner AF (ed.) **Mammals of South America Vol.1 Marsupials, Xernarthrans, Shrews and Bats**. The University of Chicago Press.

GASTON KJ. 2000. Global patterns in biodiversity. **Nature** 405: 220-227.

GAUSE GF. 1934. **The struggle for existence**. Williams & Wilkins, Baltimore.

GOTELLI NJ & ENTSMINGER GL. 2001. **EcoSim: Null models software for ecology**. Version 7.0.

GOTELLI NJ & GRAVES GR. 1996. **Null models in ecology**. Smithsonian Institution Press.

GOTELLI NJ & MCCABE DJ. 2002. Species co-occurrence: a meta-analysis of J. M. Diamond's assembly rules model. **Ecology** 83: 2091–2096.

GOTELLI NJ. 2000. Null model analysis of species co-occurrence patterns. **Ecology** 81: 2606-2621.

GRANADO-LORENCIO C, HERNÁNDEZ-SERNA A, CARVAJAL JD, JIMÉNEZ-SEGURA LF, GULFO A & ALVAREZ F. 2012. Regionally nested patterns of fish assemblages in floodplain lakes of the Magdalena river (Colombia). **Ecology and Evolution** 2: 1296–1303.

GUIMARÃES PR JR & GUIMARÃES P. 2006. Improving the analyses of nestedness for large sets of matrices. **Environmental Modelling & Software** 21: 1512-1513.

HUMPHREY SR & BONACCORSO FJ. 1979. Population and community ecology. p. 409-441. In Baker RJ, Jones Jr JK & Carter DC (eds.). **Biology of bats of the New World family Phyllostomatidae. Part III. Special Publication Museum Texas Tech University** 16.

JONES KE, BENINDA-EMONDS ORP & GITTLEMAN JL. 2005. Bats, clocks, and rocks: diversification patterns in Chiroptera. **Evolution** 59: 2243–2255.

KALKO EKV. 1997. Diversity in tropical bats. p. 13-43. In Ulrich H (ed.). **Tropical biodiversity and systematics**. Proceedings of the International Symposium on Biodiversity and Systematics in Tropical Ecosystems, Bonn: 1994.

KALKO EKV. 1998. Organisation and diversity of tropical bat communities through space and time. **Zoology** 101: 281–297.

KAUFMAN DM & WILLIG MR. 1998. Latitudinal patterns of mammalian species richness in the New World: the effects of sampling method and faunal group. **Journal of Biogeography** 25: 795–805.

KENDALL M. 1938. A new measure of rank correlation. **Biometrika** 30: 81–93.

LACHER JR TE & MARES MA. 1986. The structure of Neotropical mammal communities: an appraisal of current knowledge. **Revista Chilena de Historia Natural** 59: 121–134.

LIM BK. 2009. Review of the origins and biogeography of bats in South America. **Chiroptera Neotropical** 15: 391–410.

LÖWENBERG-NETO P. 2014. Neotropical region: a shapefile of Morrone's (2014) biogeographical regionalisation. **Zootaxa** 3802: 300–300.

MACARTHUR RH & LEVINS R. 1967. The limiting similarity convergence and divergence of coexisting species. **American Naturalist** 101: 377–385.

MACARTHUR RH & WILSON EO. 1967. **The Theory of Island Biogeography**. Princeton University Press.

MAGNUS L & CÁCERES N. 2012. Efeito do tamanho de área sobre a riqueza e composição de espécies de pequenos mamíferos da Floresta Atlântica. **Mastozoologia Neotropical** 19: 243-258.

MARINHO- FILHO JS. 1991. The coexistence of two frugivorous bat species and the phenology of their food plants in Brazil. **Journal of Tropical Ecology** 7: 59-67.

MCNAB BK. 1982. Evolutionary alternatives in the physio- logical ecology of bats. p. 151–200. In Kunz TH (ed.). **Ecology of bats**. Plenum Publishing Corporation.

MELO AS, CIANCIARUSO MV & ALMEIDA-NETO M. 2014. treeNODF: nestedness to phylogenetic, functional and other tree-based diversity metrics. **Methods in Ecology and Evolution** 5: 563-572.

MEYER CFJ & KALKO EKV. 2008. Bat assemblages on Neotropical landbridge islands: nested subsets and null model analyses of species co-occurrence patterns. **Diversity and Distributions** 14: 644-654.

MORRONE JJ. 2014. Biogeographical regionalisation of the Neotropical region. **Zootaxa** 3782: 001–110.

PATTERSON BD & ATMAR W. 1986. Nested subsets and the structure of insular mammalian faunas and archipelagos. **Biological Journal of the Linnean Society** 28: 65-82.

PEDRO WA & TADDEI VA. 1997. Taxonomic assemblage of bats from Panga Reserve, Southeastern Brazil: abundance patterns and trophic relations in the Phyllostomidae (Chiroptera). **Boletim do Museu de Biologia Mello Leitão** 6: 3-21.

PEDRO WA, GERALDES MP, LOPEZ GG & ALHO CJR. 1995. Fragmentação de habitat e a estrutura de uma taxocenose de morcegos em São Paulo (Brasil). **Chiroptera Neotropical** 1: 4-6.

PIANKA ER. 1966. Latitudinal gradients in species diversity: a review of the concepts. **American Naturalist** 100: 33-46.

RAMOS-JILIBERTO R, ALBORNOZ AA, VALDOVINOS FS, SMITH-RAMÍREZ C, ARIM M, ARMESTO JJ & MARQUET PA. 2009. A network analysis of plant–pollinator interactions in temperate rain forests of Chiloé Island, Chile. **Oecologia** 160: 697–706.

RAMOS-PEREIRA MJ & PALMEIRIM JM. 2013. Latitudinal Diversity Gradients in New World Bats: Are They a Consequence of Niche Conservatism? **Plos One** 8: e69245.

RICKLEFS RE & SCHLUTER D. 1993. **Species diversity in ecological communities**. University of Chicago Press.

ROHDE K. 1992. Latitudinal gradients in species diversity: the search for the primary cause. **Oikos** 65: 514-527.

ROSENZWEIG ML. 1995. **Species diversity in space and time**. Cambridge University Press.

ROTENBERRY JT. 1978. Components of avian diversity along a multifactorial climatic gradient. **Ecology** 59: 693-699.

SCHLUTER D. 1984. A variance test for detecting species associations, with some example applications. **Ecology** 65: 998–1005.

SIMMONS NB & VOSS RS. 1998. The Mammals of Paracou, French Guiana: a Neotropical lowland rainforest fauna. Part 1. Bats. **Bulletin of American Museum of natural History** 237: 1-219.

SIMPSON GG. 1964. Species densities of North American recent mammals. **Systematic Zoology** 13:57-73.

SPRINGER MS, MEREDITH RW, JANECKA JE & MURPHY WJ. 2011. The historical biogeography of Mammalia. **Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences** 366: 2478-502.

STEVENS RD & WILLIG MR. 2000. Community structure, abundance, and morphology. **Oikos** 88: 48-56.

STEVENS RD & WILLIG MR. 2002. Geographical ecology at the community level: Perspectives on the diversity of New World bats. **Ecology** 83: 545-560.

STEVENS RD, WILLIG MR & STRAUSS RE. 2006. Latitudinal gradients in the phenetic diversity of New World bat communities. **Oikos** 112: 41-50.

STEVENS RD. 2003. Taxonomic, functional, and phenetic components of biodiversity: perspectives on the community ecology of New World bats. **Mastozoologia Neotropical** 10: 188-190.

STEVENS RD. 2004. Untangling latitudinal richness gradients at higher taxonomic levels: familial perspectives on the diversity of New World bat communities. **Journal of Biogeography** 31: 665-674.

STONE L & ROBERTS A.1990. "The checkerboard score and species distributions. **Oecologia** 85: 74–79.

STRONG DR, SIMBERLOFF D, ABELE LG & THISTLE AB. 1984. **Ecological communities: conceptual issues and the evidence**. Princeton University Press.

TEELING EC, SPRINGER MS, MADSEN O, BATES P, O'BRIEN SJ & MURPHY WMJ. 2005. A Molecular Phylogeny for Bats Illuminates Biogeography and the Fossil Record. **Science** 307: 580-584.

ULRICH W & GOTELLI NJ. 2007. Null model analysis of species nestedness patterns. **Ecology** 88: 1824-1831.

ULRICH W & GOTELLI NJ. 2013. Pattern detection in null model analysis. **Oikos** 122: 2-18.

ULRICH W, ALMEIDA-NETO M & GOTELLI NJ. 2009. A consumer's guide to nestedness analysis. **Oikos** 118: 3-17.

VARZINCZAK LH, BERNARDI IP & PASSOS FC. 2015. Null model analysis on bat species co-occurrence and nestedness patterns in a region of Atlantic Rainforest, Brazil. **Mammalia**. 79: 1-9.

VOSS RS & EMMONS LH. 1996. Mammalian diversity in neotropical lowland rainforests: a preliminary assessment. **Bulletin of the American Museum of Natural History** 230: 1-115.

WANG Y, BAO Y, YU M, XU G & DING P. 2010. Nestedness for different reasons: the distributions of birds, lizards and small mammals on islands of an inundated lake. **Diversity and distributions** 16: 862-873.

WEBB CO, ACKERLY DD, MCPEEK MA & DONOGHUE MJ. 2002. Phylogenies and Community Ecology. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics** 33: 475–505.

WETHERED R & LAWES MJ. 2005. Nestedness of bird assemblages in fragmented Afromontane forest: the effect of plantation forestry in the matrix. **Biological Conservation** 123: 125–137.

WHITTAKER RJ & FERNÁNDEZ-PALACIOS JM. 2007. **Island Biogeography: ecology, evolution, and conservation**. Oxford University Press.

WILLIG MR & LYONS SK. 1998. An analytical model of latitudinal gradients of species richness with an empirical test for marsupials and bats in the New World. **Oikos** 81: 93-98.

WILLIG MR & SANDLIN EA. 1991. Gradients of species density and species turnover in New World bats: A comparison of quadrat and band methodologies. p: 81-96. In Mares MA & Schimdlly DJ (eds.). **Latin American Mammalogy: History, Biodiversity, and Conservation**. University of Oklahoma Press.

WILLIG MR & SELCER KW. 1989. Bat species density gradients in the New World: A statistical assessment. **Journal of Biogeography** 16: 189-195.

WILLIG MR, KAUFMAN DM & STEVENS RD. 2003. Latitudinal gradients of biodiversity: Pattern, process, scale, and synthesis. **Annual Review of Ecology Evolution and Systematics** 34: 273-309.

WILLIG MR. 1986. Bat community structure in South America: A tenacious chimera. **Revista Chilena de Historia Natural** 59: 151-168.

WILLIG MR. 2000. Latitude, common trends within. p: 701-714. In Levin S (ed.). **Encyclopedia of Biodiversity**. San Diego Academic Press.

WINIFRED FF, FRICK, HAYES JP & HEADY III PA. 2009. Nestedness of desert bat assemblages: species composition patterns in insular and terrestrial landscapes. **Oecologia** 158: 687-697.

WRIGHT DH, PATTERSON BD, MIKKELSON GM, CUTLER A & ATMAR W. 1998. A comparative analysis of nested subset patterns of species composition. **Oecologia** 113: 1–20.

APENDICE I

Localidades, coordenadas geográficas e referência bibliográfica das 83 comunidades de morcegos neotropicais utilizadas no presente trabalho.

Localidade	Latitude	Longitude	Referência
Jenaro Herrera, Perú	04°55'S	77°44'W	Ascorra <i>et al.</i> 1993
Cocha Cashu, Peru	11°54'S	71°22'W	Voss & Emmons 1996
Serra do Divisor, Brasil	07°23'S	73°39'W	Nogueira <i>et al.</i> 1999
Parque Nacional do Jaú, Brasil	01°54'S	61°27'W	Barnett <i>et al.</i> 2006
Ilha de Maracá, RR, Brasil	03°25'N	61°40'W	Robinson 1998
PDBFF, AM, Brasil	02°25'S	59°45'W	Sampaio <i>et al.</i> 2003
Alter do Chão, PA, Brasil	02°30'S	54°57'W	Bernard & Fenton 2002
Rio Xingu, PA, Brasil	03°39'S	52°22'W	Voss & Emmons 1996
Belém, Brasil	02°39'S	55°38'W	Kalko & Handley 2001
Saül, Guiana Francesa	03°37'S	52°12'W	Simmons <i>et al.</i> 2000
Arataye, Guiana Francesa	04°05'N	52°40'W	Voss & Emmons 1996

Paracou, Guiana Francesa	05°16'N 52°55'W	Simmons & Voss 1998
Sinnamary, Guiana Francesa	05°22'N 52°55'W	Brosset <i>et al.</i> 1996
Iwokrama, Guiana	04°40'N 58°41'W	Lim <i>et al.</i> 1999, Lim & Engstrom 2001a, 2001b
Kanunu, Guiana	03°22'N 59°30'W	Parker <i>et al.</i> 1993
Imataca, Venezuela	07°45'N 61°10'W	Ochoa 1995
Parque Nacional Canaima, Venezuela	09°39'N 62°54'W	Ochoa <i>et al.</i> 1993
Cunucunuma, Venezuela	03°32'S 65°48'W	Voss & Emmons 1996
Pijiguaos e Ticoporo, Venezuela	07°49'N 70°37'W	Ochoa <i>et al.</i> 1988
Viçosa, MG, Brasil	20°48'S 42°51'W	Nascimento <i>et al.</i> 2012
Praia dos Neves, ES, Brasil	21°15'S 40°58'W	Luz <i>et al.</i> 2009
Guarulhos, SP, Brasil	23°23'S 46°28'W	Chaves <i>et al.</i> 2012
Rio Grande, RS, Brasil	32°00'S 52°10'W	Quintela <i>et al.</i> 2011
Barcelos e Santa Isabel do Rio Negro, AM, Brasil	00°25'S 63°48'W	Moratelli <i>et al.</i> 2010
Médio Teles Pires, MT, Brasil	10°58'S 55°45'W	Miranda <i>et al.</i> 2015
Parque Estadual de Intervales, SP, Brasil	24°16'S 48°24'W	Portfors <i>et al.</i> 2000, Passos <i>et al.</i> 2003
Parque Nacional Dzibilchaltun, Mexico	21°05'N 89°35'W	Pech-Canche <i>et al.</i> 2011

Estación Biológica Tunquini, Bolivia	16°26'S 68°03'W	Moya <i>et al.</i> 2008
Floresta Nacional do Amapá, AP, Brasil	01°02'N 51°56'W	Martins <i>et al.</i> 2006
Parque Nacional Tumucumaque I, AP, Brasil	01°36'N 52°29'W	Martins <i>et al.</i> 2006
Parque Nacional Tumucumaque II, AP, Brasil	02°11'N 54°35'W	Martins <i>et al.</i> 2006
Reserva de Desenvolvimento Sustentável Iratapuru, AP, Brasil	00°16'N 53°06'W	Martins <i>et al.</i> 2006
Visconde de Mauá, RJ, Brasil	22°22'S 44°35'W	Luz <i>et al.</i> 2013
Parque Nacional Restinga de Jurubatiba, RJ, Brasil	22°23'S 41°45'W	Luz <i>et al.</i> 2011
Saint Martin, Antilles	18°05'N 63°12'W	Genoways <i>et al.</i> 2007
Consigüina, Nicarágua	12°55'N 87°30'W	Genoways & Timm 2005
Campo Grande, MS, Brasil	20°27'S 54°37'W	Ferreira <i>et al.</i> 2010
Miracema, RJ, Brasil	21°24'S 42°04'W	Esberard <i>et al.</i> 2010
Parque Estadual Pedra Branca, RJ, Brasil	23°30'S 43°27'W	Dias <i>et al.</i> 2002
Reserva Biológica Tinguá, RJ, Brasil	22°33'S 43°22'W	Dias & Peracchi 2008
Sonora, MS, Brasil	17°32'S 54°26'W	Cunha <i>et al.</i> 2011
Parque Estadual Bacanga, MA, Brasil	02°33'S 44°14'W	Cruz <i>et al.</i> 2007

Pedras Grandes, SC, Brasil	28°29'S 49°15'W	Carvalho <i>et al.</i> 2013
Fênix, PR, Brasil	23°53'S 51°57'W	Bianconi <i>et al.</i> 2004
Juiz de Fora, MG, Brasil	21°41'S 43°20'W	Barros <i>et al.</i> 2006
Parque Estadual Campinhos, PR, Brasil	25°02'S 49°05'W	Arnoni & Passos 2007
Bacia do Rio Corumbá, GO, Brasil	16°45'S 48°04'W	Zortéa <i>et al.</i> 2010
El Refugio, Córdoba, Colombia	08°54'N 75°34'W	Vela-Vargas & Peres-Torres 2012
Parque Nacional Carrasco, Cochabamba, Bolivia	17°03'S 65°28'W	Espinoza <i>et al.</i> 2008
Parque Estadual Rio Doce, MG, Brasil	19°35'S 42°35'W	Tavares <i>et al.</i> 2007
Uberlândia, MG, Brasil	18°55'S 48°17'W	Stutz <i>et al.</i> 2004
Reserva Natural Bosque de Mbaracayú, Canindeyú,	24°07'S 55°30'W	Stevens 2004
Paraguai		
Yaguareté Forests, San Pedro, Paraguai	23°49'S 56°07'W	Stevens 2004
Nova Xavantina, MT, Brasil	14°40'S 52°21'W	Silva & Anacleto 2011, Sousa <i>et al.</i> 2013
Reserva Biológica Ría Lagartos, Yucatán, México	21°32'N 87°53'W	Salas <i>et al.</i> 2012
Rio Branco, AC, Brasil	09°57'S 67°52'W	Calouro <i>et al.</i> 2010
Estación Biológica Tiputini, Equador	00°38'S 76°08'W	Rex <i>et al.</i> 2008

Estación Biológica La Selva, Costa Rica	10°25'N 84°00'W	Rex <i>et al.</i> 2008
Parque Nacional Podocarpus, Ecuador	04°01'S 79°01'W	Rex <i>et al.</i> 2008
Reserva Natural Montaña del Ocaso, Quindío, Colombia	04°34'N 75°51'W	Pérez-Torres & Cortés-Delgado 2009
Parque Estadual Paulo Cesar Vinha, ES, Brasil	20°35'S 40°24'W	Oprea <i>et al.</i> 2009
Reserva Florestal Victoria-Mayaro, Trinidad e Tobago	10°12'N 61°10'W	Clarke <i>et al.</i> 2005
Parque Nacional Yurubí, Yaracuy, Venezuela	10°24'N 68°45'W	Delgado-Jaramillo <i>et al.</i> 2011
Estação Ecológica Serra Geral do Tocantins, TO, Brasil	11°00'S 46°50'W	Gregorin <i>et al.</i> 2011
Parque Nacional Serra das Confusões, PI, Brasil	09°29'S 43°30'W	Gregorin <i>et al.</i> 2008
Puerto Escondido, Oaxaca, México	15°53'N 97°05'W	García-Grajales <i>et al.</i> 2013
Maringá, PR, Brasil	51°55'S 23°25'W	Gazarini & Pedro 2013
Rancho Alegre, PR, Brasil	23°02'S 50°56'W	Gallo <i>et al.</i> 2010
Reserva Biológica TCO Pilón Lajas, Bolívia	15°00'S 67°10'W	Flores-Saldaña 2008
RPPN Serra do Caraça, MG, Brasil	20°05'S 43°29'W	Falcão <i>et al.</i> 2003

Parque Nacional Serra da Bodoquena, MS, Brasil	21°00'S	56°45'W	Camargo <i>et al.</i> 2009
Capela, SE, Brasil	10°46'S	37°01'W	Brito & Bocchiglieri 2012
Parque Provincial Potrero de Yala, Jujuy, Argentina	24°06'S	65°28'W	Bracamonte 2010
Llanos de Moxos, Beni, Bolívia	14°08'S	66°24'W	Aguirre <i>et al.</i> 2003
Paracambi, RJ, Brasil	22°36'S	43°32'W	Bolzan <i>et al.</i> 2010
Seropédica, RJ, Brasil	22°44'S	43°42'W	Bolzan <i>et al.</i> 2010
Itaguaí, RJ, Brasil	22°51'S	43°46'W	Bolzan <i>et al.</i> 2010
Mangaratiba, RJ, Brasil	22°57'S	44°02'W	Bolzan <i>et al.</i> 2010
Angra dos Reis, RJ, Brasil	23°00'S	44°19'W	Bolzan <i>et al.</i> 2010
Paraty, RJ, Brasil	23°13'S	44°42'W	Bolzan <i>et al.</i> 2010
Santarém, PA, Brasil	02°24'S	54°42'W	Bernard 2001
La Peregrina Canyon, Tamaulipas, Mexico	23°46'N	99°12'W	Arraiga-Flores <i>et al.</i> 2012
Frederico Westphalen, RS, Brasil	27°21'S	53°23'W	Bernardi <i>et al.</i> 2009, Bernardi & Passos 2012

APENDICE II

Tabela 1. Distribuição das espécies de morcegos ocorrentes no banco de dados de 83 comunidades neotropicais. Phyl = Phyllostomidae, Vesp = Vespertilionidae, Molo = Molossidae, Emba = Emballonuridae, Noct = Noctilionidae, Moor = Moormopidae, Furi = Furipteridae, Thyr = Thyropteridae, Nata = Natalidae. Número total de ocorrências (NTO). Mata Atlântica (MA), Amazônia (AM), América Central (AC), outro (O).

Família	Espécie	NTO	MA	AM	AC	O
Phyl	<i>Artibeus lituratus</i> (Olfers, 1818)	76	X	X	X	
Phyl	<i>Carollia perspicillata</i> (Linnaeus, 1758)	73	X	X	X	
Phyl	<i>Desmodus rotundus</i> (E. Geoffroy, 1810)	71	X	X	X	
Phyl	<i>Sturnira lilium</i> (E. Geoffroy, 1810)	66	X	X	X	
Phyl	<i>Glossophaga soricina</i> (Pallas, 1766)	64	X	X	X	
Vesp	<i>Myotis nigricans</i> (Schinz, 1821)	58	X	X	X	
Phyl	<i>Artibeus planirostris</i> (Spix, 1823)	53	X	X		
Phyl	<i>Phyllostomus hastatus</i> (Pallas, 1767)	49	X	X		
Molo	<i>Molossus molossus</i> (Pallas, 1766)	46	X	X	X	
Phyl	<i>Chrotopterus auritus</i> (Peters, 1856)	44	X	X		
Phyl	<i>Artibeus obscurus</i> (Schinz, 1821)	42	X	X		
Phyl	<i>Anoura caudifer</i> (E. Geoffroy, 1818)	39	X	X		
Phyl	<i>Micronycteris megalotis</i> (Gray, 1842)	38	X	X	X	
Vesp	<i>Myotis riparius</i> Handley, 1960	38	X	X		
Phyl	<i>Phyllostomus discolor</i> Wagner, 1843	35	X	X	X	
Phyl	<i>Chiroderma villosum</i> Peters, 1860	35	X	X	X	

Phyl	<i>Artibeus cinereus</i> (Gervais, 1855)	34	X	X	
Phyl	<i>Platyrrhinus lineatus</i> (E. Geoffroy, 1810)	34	X	X	
Phyl	<i>Lophostoma silvicolium</i> d'Orbigny, 1836	33	X	X	
Phyl	<i>Trachops cirrhosus</i> (Spix, 1823)	33	X	X	
Phyl	<i>Uroderma bilobatum</i> Peters, 1866	32	X	X	X
Phyl	<i>Mimon crenulatum</i> (E. Geoffroy, 1803)	31	X	X	X
Phyl	<i>Sturnira tildae</i> de la Torre, 1959	31	X	X	
Phyl	<i>Carollia brevicauda</i> (Schinz, 1821)	30	X	X	X
Phyl	<i>Rhinophylla pumilio</i> Peters, 1865	30	X	X	
Emba	<i>Saccopteryx bilineata</i> (Temminck, 1838)	29	X	X	X
Noct	<i>Noctilio leporinus</i> (Linnaeus, 1758)	29	X	X	X
Moor	<i>Pteronotus parnellii</i> (Gray, 1843)	29	X	X	X
Phyl	<i>Phyllostomus elongatus</i> (E. Geoffroy, 1810)	29	X	X	
Emba	<i>Saccopteryx leptura</i> (Schreber, 1774)	28	X	X	X
Phyl	<i>Tonatia saurophila</i> Koopman & Williams, 1951	28	X	X	
Phyl	<i>Lonchophylla thomasi</i> Allen, 1904	27		X	
Phyl	<i>Micronycteris minuta</i> (Gervais, 1856)	27	X	X	
Emba	<i>Rhynchonycteris naso</i> (Wied-Neuwied, 1820)	26	X	X	
Phyl	<i>Anoura geoffroyi</i> Gray, 1838	26	X	X	
Phyl	<i>Lophostoma brasiliense</i> Peters, 1866	26	X	X	
Vesp	<i>Eptesicus brasiliensis</i> (Desmarest, 1819)	26	X	X	
Phyl	<i>Phylloderma stenops</i> Peters, 1865	24	X	X	
Phyl	<i>Platyrrhinus helleri</i> (Peters, 1866)	24		X	X
Vesp	<i>Lasiurus blossevilli</i> (Lesson & Garnot, 1826)	24	X	X	

Phyl	<i>Trinycteris nicefori</i> (Sanborn, 1949)	23		X	
Phyl	<i>Artibeus fimbriatus</i> Gray, 1838	23	X		
Molo	<i>Molossus rufus</i> E. Geoffroy, 1805	23	X	X	X
Vesp	<i>Myotis albescens</i> (E. Geoffroy, 1806)	23	X	X	
Noct	<i>Noctilio albiventris</i> Desmarest, 1818	21	X	X	
Phyl	<i>Choeroniscus minor</i> (Peters, 1868)	21		X	
Phyl	<i>Chiroderma trinitatum</i> Goodwin, 1958	21		X	
Phyl	<i>Mesophylla macconnelli</i> Thomas, 1901	21		X	
Phyl	<i>Uroderma magnirostrum</i> Davis, 1968	21	X	X	X
Vesp	<i>Eptesicus furinalis</i> (d'Orbigny, 1847)	21	X	X	X
Phyl	<i>Macrophyllum macrophyllum</i> (Schinz, 1821)	20	X	X	
Phyl	<i>Vampyrum spectrum</i> (Linnaeus, 1758)	20	X	X	
Emba	<i>Peropteryx macrotis</i> (Wagner, 1843)	19	X	X	
Phyl	<i>Artibeus gnomus</i> Handley, 1987	19		X	
Vesp	<i>Lasiurus ega</i> (Gervais, 1855)	19	X	X	X
Phyl	<i>Pygoderma bilabiatum</i> (Wagner, 1843)	18	X		
Phyl	<i>Artibeus concolor</i> Peters, 1865	18		X	
Thyr	<i>Thyroptera tricolor</i> Spix, 1823	18	X	X	X
Phyl	<i>Vampyressa thyone</i> Thomas, 1909	17		X	X
Phyl	<i>Vampyrodes caraccioli</i> (Thomas, 1889)	17	X	X	
Phyl	<i>Diphylla ecaudata</i> Spix 1823	16	X	X	X
Phyl	<i>Lophostoma carrikeri</i> (J. A. Allen, 1910)	16	X	X	
Phyl	<i>Ametrida centurio</i> Gray, 1847	16		X	
Phyl	<i>Vampyressa bidens</i> (Dobson, 1878)	16	X	X	

Molo	<i>Nyctinomops laticaudatus</i> (E. Geoffroy, 1805)	16	X	X	
Emba	<i>Cormura brevirostris</i> (Wagner, 1843)	15		X	
Phyl	<i>Glyphonycteris sylvestris</i> Thomas, 1896	15		X	
Phyl	<i>Micronycteris microtis</i> Miller, 1898	15	X	X	X
Phyl	<i>Vampyressa pusilla</i> (Wagner, 1843)	15	X		
Emba	<i>Saccopteryx canescens</i> Thomas, 1901	14	X	X	
Phyl	<i>Diaemus youngi</i> (Jentink, 1893)	14	X	X	
Phyl	<i>Lionycteris spurrelli</i> Thomas, 1913	14		X	
Phyl	<i>Micronycteris hirsuta</i> (Peters, 1869)	14	X	X	
Furi	<i>Furipterus horrens</i> (F. Cuvier, 1828)	14	X	X	
Phyl	<i>Platyrrhinus recifinus</i> (Thomas, 1901)	13	X		
Molo	<i>Molossops temminckii</i> (Burmeister, 1854)	13	X	X	
Molo	<i>Eumops auripendulus</i> (Shaw, 1800)	12	X	X	
Phyl	<i>Glyphonycteris daviesi</i> (Hill, 1964)	11		X	
Phyl	<i>Micronycteris schmidtorum</i> Sanborn, 1935	11	X	X	X
Phyl	<i>Mimon bennettii</i> (Gray, 1838)	11	X	X	
Phyl	<i>Tonatia bidens</i> (Spix, 1823)	11	X	X	
Phyl	<i>Artibeus anderseni</i> Osgood, 1916	11	X	X	
Phyl	<i>Chiroderma doriae</i> Thomas, 1891	11	X		
Phyl	<i>Lampronnycteris brachyotis</i> (Dobson, 1879)	10		X	
Phyl	<i>Carollia castanea</i> H. Allen, 1890	10	X	X	X
Phyl	<i>Platyrrhinus brachycephalus</i> (Rouk & Carter, 1972)	10		X	
Vesp	<i>Histiotus velatus</i> (I. Geoffroy, 1824)	10	X	X	

Phyl	<i>Lichonycteris obscura</i> Thomas, 1895	9		X	
Phyl	<i>Artibeus jamaicensis</i> Leach, 1821	9		X	X
Phyl	<i>Artibeus phaeotis</i> (Miller, 1902)	9	X	X	X
Molo	<i>Eumops hansae</i> Sanborn, 1932	9	X	X	
Molo	<i>Tadarida brasiliensis</i> (I. Geoffroy, 1824)	9	X		X
Emba	<i>Peropteryx kappleri</i> Peters, 1867	8	X	X	
Phyl	<i>Lonchorhina aurita</i> Tomes, 1863	8	X	X	
Phyl	<i>Artibeus glaucus</i> Thomas, 1893	8	X	X	
Molo	<i>Cynomops abrasus</i> (Temminck, 1827)	8	X	X	
Molo	<i>Cynomops planirostris</i> (Peters, 1866)	8	X	X	
Molo	<i>Molossops neglectus</i> Williams & Genoways, 1980	8	X	X	
Molo	<i>Nyctinomops macrotis</i> (Gray, 1840)	8	X	X	X
Vesp	<i>Rhogeessa io</i> Thomas, 1903	8	X	X	
Moor	<i>Pteronotus gymnonotus</i> Natterer, 1843	7		X	
Moor	<i>Pteronotus personatus</i> (Wagner, 1843)	7		X	
Phyl	<i>Lophostoma schulzi</i> (Genoways & Williams, 1980)	7		X	
Phyl	<i>Platyrrhinus incarum</i> (Thomas, 1912)	7	X	X	
Phyl	<i>Vampyressa brocki</i> Peterson, 1968	7		X	
Molo	<i>Eumops glaucinus</i> (Wagner, 1843)	7	X	X	
Vesp	<i>Eptesicus chiriquinus</i> Thomas, 1920	7		X	
Vesp	<i>Lasiurus cinereus</i> (Palisot de Beauvois, 1796)	7	X	X	X
Vesp	<i>Myotis keasy</i> Allen, 1914	7		X	X
Emba	<i>Peropteryx leucoptera</i> Peters, 1867	6		X	
Moor	<i>Pteronotus davyi</i> Gray, 1838	6		X	X

Phyl	<i>Phyllostomus latifolius</i> (Thomas, 1901)	6	X		
Phyl	<i>Rhinophylla fischeriae</i> Carter, 1966	6	X		
Phyl	<i>Sturnira erythromos</i> (Tschudi, 1844)	6	X		
Phyl	<i>Platyrrhinus infuscus</i> (Peters, 1880)	6	X		
Nata	<i>Natalus stramineus</i> Gray, 1838	6	X		X
Molo	<i>Cynomops parvus</i> (Thomas, 1901)	6	X		
Molo	<i>Eumops bonariensis</i> (Peters, 1874)	6	X	X	X
Molo	<i>Eumops perotis</i> (Schinz, 1821)	6	X	X	
Molo	<i>Promops centralis</i> Thomas, 1915	6	X		
Molo	<i>Promops nasutus</i> (Spix, 1823)	6	X	X	
Vesp	<i>Eptesicus diminutus</i> Osgood, 1915	6	X	X	
Emba	<i>Centronycteris maximiliani</i> (Fischer, 1829)	5	X		
Phyl	<i>Lonchophylla bokermanni</i> Sazima, Vizotto & Taddei 1978	5	X		
Phyl	<i>Enchisthenes hartii</i> (Thomas, 1892)	5	X		
Phyl	<i>Platyrrhinus fusciventris</i> Velazco, Gardner & Patterson, 2010	5	X		
Emba	<i>Diclidurus scutatus</i> Peters, 1869	4	X		
Moor	<i>Moormops megalophylla</i> (Peters, 1864)	4	X	X	
Phyl	<i>Glossophaga commissarisi</i> Gardner, 1962	4	X	X	
Phyl	<i>Glossophaga longirostris</i> Miller, 1898	4	X	X	
Phyl	<i>Lonchophylla mordax</i> Thomas, 1903	4	X	X	
Phyl	<i>Sturnira magna</i> de la Torre, 1966	4	X		
Phyl	<i>Sphaeronycteris toxophyllum</i> Peters, 1882	4	X		

Phyl	<i>Artibeus amplus</i> Handley, 1987	4		X	
Thyr	<i>Thyroptera discifera</i> (Lichtenstein & Peters, 1855)	4		X	
Molo	<i>Cynomops greenhalli</i> (Goodwin, 1958)	4		X	
Vesp	<i>Eptesicus andinus</i> Allen, 1914	4		X	
Vesp	<i>Myotis levis</i> (I. Geoffroy, 1824)	4	X		
Vesp	<i>Myotis ruber</i> (E. Geoffroy, 1806)	4	X		
Emba	<i>Saccopteryx gymnura</i> Thomas, 1901	3		X	
Phyl	<i>Anoura latidens</i> Handley, 1984	3		X	
Phyl	<i>Choeroniscus godmani</i> (Thomas, 1903)	3		X	X
Phyl	<i>Micronycteris broseti</i> Simmons & Voss, 1998	3		X	
Phyl	<i>Micronycteris homezi</i> Pirlot, 1967	3		X	
Phyl	<i>Carollia benkeithi</i> Solari & Baker, 2006	3		X	
Phyl	<i>Carollia sowelli</i> Baker, Solari & Hoffmann, 2002	3		X	X
Phyl	<i>Sturnira oporaphilum</i> (Tschudi, 1844)	3		X	
Phyl	<i>Chiroderma salvini</i> Dobson, 1878	3	X	X	X
Phyl	<i>Centurio senex</i> Gray, 1842	3			X
Nata	<i>Natalus tumidirostris</i> Miller, 1900	3		X	
Molo	<i>Molossops mattogrossensis</i> Vieira, 1942	3		X	
Vesp	<i>Lasiurus atratus</i> Handley, 1996	3		X	
Vesp	<i>Myotis simus</i> Thomas, 1901	3	X	X	
Emba	<i>Diclidurus albus</i> Wied-Neuwied, 1820	2		X	
Emba	<i>Diclidurus ingens</i> Hernandez-Camacho, 1955	2		X	
Phyl	<i>Scleronycteris ega</i> Thomas, 1912	2		X	
Phyl	<i>Lonchophylla dekeyseri</i> Taddei, Vizotto & Sazima	2	X	X	

1983

Phyl	<i>Micronycteris sanborni</i> Simmons, 1996	2	X	X	
Phyl	<i>Carollia subrufa</i> (Hahn, 1905)	2			X
Phyl	<i>Sturnira ludivici</i> Anthony, 1924	2			X
Phyl	<i>Platyrrhinus aurarius</i> (Handley & Ferris, 1972)	2		X	
Phyl	<i>Vampyressa melissa</i> Thomas, 1926	2		X	
Molo	<i>Eumops maurus</i> (Thomas, 1901)	2		X	
Molo	<i>Eumops trumbulli</i> (Thomas, 1901)	2		X	
Molo	<i>Molossus sinaloae</i> Allen, 1906	2		X	
Molo	<i>Molossus coibensis</i> Allen, 1904	2		X	
Vesp	<i>Eptesicus fuscus</i> (Beauvois, 1796)	2		X	X
Vesp	<i>Lasiurus egregius</i> (Peters, 1870)	2	X	X	
Vesp	<i>Lasiurus borealis</i> (Müller, 1776)	2			X
Vesp	<i>Rhogeessa tumida</i> Allen, 1866	2			X
Vesp	<i>Rhogeessa hussoni</i> Genoways & Baker, 1996	2	X		
Vesp	<i>Myotis oxyotus</i> (Peters, 1867)	2		X	
Vesp	<i>Myotis elegans</i> Hall, 1962	2		X	X
Emba	<i>Diclidurus isabella</i> (Thomas, 1920)	1		X	
Emba	<i>Peropteryx trinitatis</i> Miller, 1899	1		X	
Phyl	<i>Anoura fistulata</i> Muchhala, Mena-Valenzuela & Albuja, 2005	1			X
Phyl	<i>Anoura cultatra</i> Handley, 1960	1		X	
Phyl	<i>Choeronycteris mexicana</i> Tschudi, 1844	1			X
	<i>Monophyllus plethodon</i> Miller, 1900	1			X

Phyl	<i>Brachyphylla cavernarum</i> Gray, 1834	1		X
Phyl	<i>Ardops nichollsi</i> (Thomas, 1891)	1		X
Phyl	<i>Leptoncyteris yerbabuenae</i> Martínez & Villa-R, 1940	1		X
Phyl	<i>Hylonycteris underwoodii</i> Thomas, 1903	1	X	
Phyl	<i>Lonchophylla robusta</i> Miller, 1912	1	X	
Phyl	<i>Glyphonycteris behnii</i> (Peters, 1865)	1	X	
Phyl	<i>Lonchorhina inusitata</i> Handley & Ochoa, 1997	1	X	
Phyl	<i>Lonchorhina orinocensis</i> Linares & Ojasti, 1971	1	X	
Phyl	<i>Sturnira bogotensis</i> Shamel, 1927	1	X	
Phyl	<i>Sturnira luisi</i> Davis, 1980	1	X	
Phyl	<i>Sturnira soriano</i> Sánchez-Hernández, Romero- Almaraz & Schnell, 2005	1		X
Phyl	<i>Sturnira bidens</i> Thomas, 1915	1		X
Phyl	<i>Artibeus bogotensis</i> Andersen, 1906	1	X	
Phyl	<i>Artibeus watsoni</i> Thomas, 1901	1	X	
Phyl	<i>Artibeus toltecus</i> (Saussure, 1860)	1		X
Phyl	<i>Artibeus aztecus</i> Andersen, 1906	1		X
Phyl	<i>Ectophylla alba</i> Allen, 1892	1	X	
Phyl	<i>Platyrrhinus masu</i> Velazco, 2005	1	X	
Phyl	<i>Platyrrhinus umbratus</i> (Lyon, 1902)	1	X	
Phyl	<i>Vampyressa nymphaea</i> Thomas, 1909	1	X	
Thyr	<i>Thyroptera devivoi</i> Gregorin, Gonçalves, Lim & Engstrom, 2006	1	X	

Molo	<i>Eumops patagonicus</i> Thomas, 1924	1	X	
Molo	<i>Molossus aztecus</i> Saussure, 1860	1		X
Molo	<i>Molossus barnesi</i> Thomas, 1905	1		X
Molo	<i>Molossus currentium</i> Thomas, 1901	1		X
Molo	<i>Molossus pretiosus</i> Miller, 1902	1		X
Vesp	<i>Eptesicus taddeii</i> Miranda, Bernardi, Passos, 2006	1	X	
Vesp	<i>Lasiurus castaneus</i> Handley, 1960	1		X
Vesp	<i>Lasiurus intermedius</i> Allen, 1862	1		X
Vesp	<i>Lasionycteris noctivagans</i> (La Conte, 1831)	1		X
Vesp	<i>Nycticeius humeralis</i> (Rafinesque, 1818)	1		X
Vesp	<i>Histiotus macrotus</i> (Poeppig, 1835)	1		X
Vesp	<i>Rhogeessa aeneus</i> Goodwin, 1958	1		X
Vesp	<i>Myotis dinellii</i> Thomas, 1902	1	X	
Vesp	<i>Myotis fortidens</i> Miller & Allen, 1928	1		X

APÊNDICE III

Bibliografia do banco de dados

AGUIRRE LF, LENS L, VAN DAME R & MATTHYSEN E. 2003. Consistency and variation in the bat assemblages inhabiting two Forest islands within a neotropical savanna in Bolivia. **Journal of Tropical Ecology** 19: 367-374.

ARNONE IS & PASSOS FC. 2007. Estrutura de comunidade da quiropteroфаuna (Mammalia, Chiroptera) do Parque Estadual de Campinhos, Paraná, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia** 24: 573-581.

ARRIAGA-FLORES JC, CASTRO-ARELLANO I, MORENO-VALDEZ A & CORREA-SANDOVAL A. 2012. Temporal niche overlap of a riparian Forest bat assemble in subtropical Mexico. **Revista Mexicana de Mastozoologia** 2: 6-20.

ASCORRA CFD, GORCHOV L & CORNEJO F. 1993. The bats from Jenaro Herrera, Loreto, Peru. **Mammalia** 57: 533-552.

BARNETT AA, SAMPAIO EM, KALKO EKV, SHAPLEY RL, FISCHER E, CAMARGO G & RODRÍGUEZ-HERRERA B. 2006. Bats of Jaú National Park, Central Amazônia, Brazil. **Acta Chiropterologica** 8: 103-128.

BARROS RS, BISAGGIO EL & BORGES RC. 2006. Morcegos (Mammalia, Chiroptera) em fragmentos florestais urbanos no Município de Juiz de Fora, Minas Gerais, Sudeste do Brasil. **Biota Neotropica** 6: 1-6.

BERNARD E & FENTON MB. 2002. Species diversity of bats (Mammalia: Chiroptera) in forest fragments, primary forests, and savannas in central Amazonia, Brazil. **Canadian Journal of Zoology** 80: 1124-1140.

BERNARD E. 2001. Species list of bats (Mammalia, Chiroptera) of Santarem area, Para State, Brazil. **Revista Brasileira de Zoologia** 18: 455 – 463.

BERNARDI IP & PASSOS FC. 2012. Estrutura de comunidade de Morcego em relictos de floresta estacional decidual no Sul do Brasil. **Mastozoologia Neotropical** 19: 9-20.

BERNARDI IP, MIRANDA JMD, SPONCHIADO J, GROTTTO E, JACOMASSA FAF, TEIXEIRA EM, ROANI S & PASSOS FC. 2009. Morcegos de Frederico Westphalen, Rio Grande do Sul, Brasil (Mammalia: Chiroptera): Riqueza e utilização de abrigos. **Biota Neotropica** 9: 1-7.

BIANCONI GV, MIKICH SB & PEDRO WA. 2004. Diversidade de morcegos (Mammalia, Chiroptera) em remanescentes florestais do município de Fênix, Noroeste do Paraná, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia** 21: 943-954.

BOLZAN DP, LOURENÇO EC, COSTA LM, LUZ JL, NOGUEIRA TJ, DIAS D, ESBÉRARD CEL & PERACCHI ALP. 2010. Morcegos da região da Costa Verde e adjacências, litoral sul do estado do Rio de Janeiro. **Chiroptera Neotropical** 16: 586-595.

BRACAMONTE JC. 2010. Murciélagos de bosque montano del Parque Provincial Potrero de Yala, Jujuy, Argentina. **Mastozoología Neotropical** 17: 361-366.

BRITO DV & BOCCHIGLIERI A. 2012. Comunidade de morcegos (Mammalia, Chiroptera) no Refúgio de Vida Silvestre Mata do Junco, Sergipe, nordeste do Brasil. **Biota Neotropica** 12: 1-8.

BROSSET A, CHARLES-DOMINIQUE P, COCKLE A, COSSON JF & MASSON D. 1996. Bat communities and deforestation in French Guiana. **Canadian Journal of Zoology** 74: 1974-1982.

CALOURO AM, SANTOS FGA, FAUSTINO CL, SOUZA SF, LAGUE BM, MARCIENTE R, SANTOS GJL & CUNHA AO. 2010. Riqueza e abundância de morcegos capturados na borda e no interior de um fragmento florestal do estado do Acre, Brasil. **Biotemas** 23: 109-117.

CAMARGO G, FISCHER E, GONÇALVES F, FERNANDES G & FERREIRA S. 2009. Morcegos do Parque Nacional da Serra da Bodoquena, Mato Grosso do Sul, Brasil. **Chiroptera Neotropical** 15: 417-424.

CARVALHO F, FABIÁN ME & MENEGHETI JO. 2013. Vertical structure of an assemblage of bats (Mammalia: Chiroptera) in a fragment of Atlantic Forest in Southern Brazil. **Zoologia** 30: 491-498.

CHAVES ME, UIEDA W, BOLOCHIO CE, SOUZA CAI, BRAGA DA, FERREIRA CH, FIRMO CL, MARIANO RGGC, OLIVEIRA KCS, SANTOS EG & COSTA FM. 2012. Bats (Mammalia: Chiroptera) from Guarulhos, state of São Paulo, Brazil. **Check List** 8: 1117–1121.

CLARKE FM, ROSTANT LV & RACEY PA. 2005. Life after logging: post-logging recovery of a Neotropical bat community. **Journal of Applied Ecology** 42: 409-420.

CORREA-SANDOVAL A. Temporal niche overlap of a riparian Forest bat assemblage in subtropical Mexico. **Revista Mexicana de Mastozoología** 2: 6-20.

CRUZ LD, MARTÍNEZ C & FERNANDES FR. 2007. Comunidades de morcegos em habitats de uma Mata Amazônica remanescente na Ilha de São Luís, Maranhão. **Acta Amazonica** 37: 613–620.

CUNHA NL, FISCHER E & SANTOS CF. 2011. Bat assemblage in savanna remnants of Sonora, central-western Brazil. **Biota Neotropica** 11: 197–201.

DELGADO-JARAMILLO MI, MACHADO M, GARCÍA FJ & OCHOA J. 2011. Murciélagos (Mammalia: Chiroptera) del Parque Nacional Yurubí, Venezuela: listado taxonômico y estudio comunitario. **Revista de Biología Tropical** 59: 1757-1776.

DIAS D & PERACCHI AL. 2008. Quirópteros da Reserva Biológica do Tinguá, estado do Rio de Janeiro, sudeste do Brasil (Mammalia: Chiroptera). **Revista Brasileira de Zoologia** 25: 333-369.

DIAS D, SILVA SSP & PERACCHI AL. 2002. Quirópteros do Parque Estadual da Pedra Branca, Rio de Janeiro, RJ (Mammalia: Chiroptera). **Revista Brasileira de Zoologia** 19: 113-140.

ESBÉRARD CEL, BAPTISTA M, COSTA LM, LUZ JL & LOURENÇO EC. 2010. Morcegos de Paraíso do Tobias, Miracema, Rio de Janeiro. **Biota Neotropica** 10: 249-256.

ESPINOZA AV, AGUIRRE LF, GALARZAMI & GARECA E. 2008. Ensamble de murciélagos en sitios com diferente grado de perturbación en um bosque montano del Parque Nacional Carrasco, Bolivia. **Mastozoología Neotropical** 15: 297-308.

FALCÃO, F.C., REBELO, V.F. & TALAMONI, S.A. 2003. Structure of a bat assemblage (Mammalia, Chiroptera) in Serra do Caraça Reserve, South-east Brazil. **Revista Brasileira de Zoologia** 20: 347-350.

FERREIRA CMM, FISCHER E & PULCHÉRIO-LEITE A. 2010. Fauna de morcegos em remanescentes urbanos de Cerrado em Campo Grande, Mato Grosso do Sul. **Biota Neotropica** 10: 155-160.

FLORES-SALDAÑA MG. 2008. Estructura de las comunidades de murciélagos en un gradiente ambiental en la Reserva de la Biosfera y tierra comunitaria de origen Pilon Lajas, Bolivia. **Mastozoología Neotropical** 15: 309-322.

GALLO PH, REIS NR, ANDRADE FR & ALMEIDA IG. 2010. Bats (Mammalia: Chiroptera) in native and reforested areas in Rancho Alegre, Paraná, Brazil. **Revista de Biología Tropical** 58: 1311-1322.

GARCÍA-GRAJALES J, BUENROSTRO-SILVA A, GUTIERREZ MA, GARCÍA-MENDEZ A & MOLINA E. 2013. Riqueza y diversidad de murciélagos en Punta Colorada, Puerto Escondido, Oaxaca, México. **Chiroptera Neotropical** 19: 1185-1191.

GAZARINI J & PEDRO WA. 2013. Bats (Mammalia: Chiroptera) in urban fragments of Maringá, Paraná, Brazil. **Check List** 9: 524-527.

GENOWAYS HH & TIMM RM. 2005. Mammals of the Cosigüina Peninsula of Nicaragua. **Mastozoología Neotropical** 12: 153-179.

GENOWAYS HH, PEDERSEN SC, LARSEN PA, KWIECINSKI GG & HUEBSCHMAN JJ. 2007. Bats of Saint Martin, French West Indies/Sint Maarten, Netherlands Antilles. **Mastozoologia Neotropical** 14: 169-188.

GREGORIN R, CARMIGNOTTO AP & PERCEQUILLO AR. 2008. Quirópteros do Parque Nacional da Serra das Confusões, Piauí, nordeste do Brasil. **Chiroptera Neotropical** 14: 366–383.

GREGORIN R, GONÇALVES E, AIRES CC & CARMIGNOTTO AP. 2011. Morcegos (Mammalia: Chiroptera) da Estação Ecológica Serra do Geral do Tocantins: composição específica e considerações taxonômicas. **Biota Neotropica** 11: 299–311.

KALKO EKV & HANDLEY JR CO. 2001. Neotropical bats in the canopy: diversity, community structure, and implications for conservation. **Plant Ecology** 153: 319-333.

LIM BK & ENGSTROM MD. 2001. Species diversity of bats (Mammalia: Chiroptera) in Iwokrama Forest, Guyana, and the Guianan subregion: implications for conservation. **Biodiversity and Conservation** 10: 613-657.

LIM BK & ENGSTROM MD.. 2001b. Bat community structure at Iwokrama Forest, Guyana. **Journal of Tropical Ecology** 17: 647-665.

LIM BK, ENGSTROM MD, TIMM RM, ANDERSON RP & WATSON LC. 1999. First records of 10 bat species in Guyana and comments on diversity of bats in Iwokrama forest. **Acta Chiropterologica** 1: 179–190.

LUZ JL, COSTA LM, JORDÃO-NOGUEIRA T, ESBÉRARD CEL & BERGALLO HG. 2013. Bats from a Montane Forest, Visconde de Mauá, Resende, Rio de Janeiro. **Biota Neotropica** 13: 190-195.

LUZ JL, MANGOLIN R, ESBÉRARD CEL & BERGALLO HG. 2009. Bats from the Restinga of Praia dos Neves, state of Espírito Santo, Southeastern Brasil. **Checklist** 5: 364-369.

LUZ JL, MANGOLIN R, ESBÉRARD CEL & BERGALLO HG. 2011. Morcegos (Chiroptera) capturados em lagoas do Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba, Rio de Janeiro, Brasil. **Biota Neotropica** 11: 161-168.

MARTINS ACM, BERNARD E & GREGORIN R. 2006. Inventários biológicos rápidos de morcegos (Mammalia, Chiroptera) em três unidades de conservação do Amapá, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia** 23: 1175-1184.

MIRANDA JMD, ZAGO L, CARVALHO F, RUBIO MBG & BERNARDI IP. 2015. Morcegos (Mammalia: Chiroptera) da região do Médio Rio Teles Pires, Sul da Amazônia, Brasil. **Acta Amazonica** 45: 89-100.

MORATELLI R, DIAS D & BONVICINO CR. 2010. Estrutura e análise zoogeográfica de uma taxocenose de morcegos no norte do Estado do Amazonas, Brasil. **Chiroptera Neotropical** 16: 661-671.

MOYA MI, MONTAÑO-CENTELLAS F, AGUIRRE LF, TORDOYA J, MARTÍNEZ J & GALARZA YMI. 2008. Variación temporal de la quiropterofauna en un bosque de yungas en Bolivia. **Mastozoología Neotropical** 15: 349-357.

NASCIMENTO MC, STUMPP R & LESSA G. 2013. Bats (Mammalia: Chiroptera) of Mata do Paraíso research station, Viçosa, Minas Gerais, Brazil. **Check List** 9: 1406–1409.

NOGUEIRA MR, POL A & PERACCHI AL. 1999. New records of bats from Brazil with a list of additional species for the chiropteran fauna of the state of Acre, western Amazon basin. **Mammalia** 63: 363-368.

OCHOA GJ, MOLINA C & GINER S. 1993. Inventario y estudio comunitario de los mamíferos del Parque Nacional Canaima, con una lista de las especies registradas para la Guayana Venezolana. **Acta Científica Venezolana** 44: 245-262.

OCHOA GJ, SANCHEZ H, BEVILACQUA M & RIVERO R. 1988. Inventario de los mamíferos de la Reserva Forestal de Ticoporo y la Serranía de los Pijiguaos, Venezuela. **Acta Científica Venezolana** 39: 269-280.

OCHOA GJ. 1995. Los mamíferos de la región de Imataca, Venezuela. **Acta Científica Venezolana** 46: 274-287.

OPREA M, ESBÉRARD CEL, VIEIRA TB, PIMENTA VT, BRITO D & DITCHFIELD AD. 2009. Bat community species richness and composition in a restinga protected area in southeastern Brazil. **Brazilian Journal of Biology** 69: 1073-1079.

PARKER TA, FOSTER RB, EMMONS LH, FREED P, FORSYTH AB, HOFFMAN B & GILL BD. 1993. A biological assessment of the Kanunu Mountain region of southwestern Guyana. **Conservation International. RAP Working Papers** 5: 1-72.

PASSOS FC, SILVA WR, PEDRO WA & BONIN MR. 2003. Frugivoria em morcegos (Mammalia, Chiroptera) no Parque Estadual Intervales, Sudeste do Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia** 20: 511-517.

PECH-CANCHE JM, ESTRELLA E, LÓPEZ-CASTILLO DL, HERNÁNDEZ-BETANCOURT SF & MORENO CE. 2011. Complementarity and efficiency of bat capture methods in a lowland tropical dry Forest of Yucatán, Mexico. **Revista Mexicana de Biodiversidad** 82: 896–903.

PÉREZ-TORRES J & CORTÉS-DELGADO N. 2009. Murciélagos de la Reserva natural de “La Montaña del Ocaso” (Quindío, Colombia). **Chiroptera Neotropical** 15: 456-460.

PORTFORS CV, FENTON MB, AGUIAR LMS, BAUGARTEN JE, VONHOF MJ, BOUCHARD S, FARIA DM, PEDRO WA, RAUNTENBACH NIL & ZORTÉA M. 2000. Bats from Fazenda Intervaes, Southeastern Brazil: species account and comparison between different sampling methods. **Revista Brasileira de Zoologia** 17: 533-538.

QUINTELA FM, IBARRA C, OLIVEIRA SV, MEDVEDOVISKY IG, CORREA F, GIANUCA D, GAVA A & PACHECO SM. 2011. Mammalia, Chiroptera, Rio Grande, state of Rio Grande do Sul, Brazil. **Check List** 7: 443-447.

REX K, KELM DH, WIESNER K, KUNZ TH & VOIGT CC. 2008. Species richness and structure of three Neotropical bat assemblages. **Biological Journal of the Linnean Society** 94: 617–629.

ROBINSON F. 1998. The bats of the Ilha de Maracá. p.165-188. In Ratter JA & Milliken W (eds.). **Maracá: the biodiversity and environment of na Amazonian Rainforest**. London.

SALAS CIS, GARRIDO JT, HERNÁNDEZ-BETANCOURT S, SANTOS JC & ORTIZ-DÍAZ JJ. 2012. Riqueza y abundancia de murciélagos (Mammalia: Chiroptera) en la Reserva de la Biosfera Ría Lagartos, Yucatán, México. **Bioagrociencias** 5: 11-14.

SAMPAIO EM, KALKO EKV, BERNARD E, RODRÍGUEZ-HERRERA B & HANDLEY JR CO. 2003. A Biodiversity assessment of Bats (Chiroptera) in a Tropical Lowland Rainforest of Central Amazonia, including methodological and conservation considerations. **Studies on Neotropical Fauna and Environment** 38: 17-31.

SILVA SG & ANACLETO TCS. 2011. Diversidade de morcegos entre áreas com diferente grau de alteração na área urbana do município de Nova Xavantina, MT. **Chiroptera Neotropical** 17: 1003-1012.

SIMMONS NB & VOSS RS. 1998. The mammals of Paracou French Guiana: a Neotropical lowland rainforest fauna. Part I. Bats. **Bulletin of the American Museum of Natural History** 237: 1-219.

SIMMONS NB, VOSS RS & PECKHAM HC. 2000. The bat fauna of the Saül region, French Guiana. **Acta Chiropterologica** 2: 23-36.

SOUSA RF, VENERE PC & FARIA KC. 2013. Bats in forest remnants of the Cerrado savanna of eastern Mato Grosso, Brazil. **Biota Neotropica** 13: 236-241.

STEVENS RD, WILLIG MR & FOX IG. 2004. Comparative community ecology of bats from eastern Paraguay: taxonomic, ecological, and biogeographic perspectives. **Journal of Mammalogy** 85: 698-707.

STUTZ WH, ALBUQUERQUE MC, UIEDA W, MACEDO EM & FRANÇA CB. 2004. Updated list of bats from Uberlandia, state of Minas Gerais, southeastern Brazil. **Chiroptera Neotropical** 10: 188–190.

TAVARES VC, PERINI FA & LOMBARDI JÁ. 2007. The bat communities (Chiroptera) of the Parque Estadual do Rio Doce, a large remnant of Atlantic Forest in southeastern Brazil. **Lundiana** 8: 35-47.

VELA-VARGAS IM & PÉREZ-TORRES J. 2012. Murciélagos asociados a remanentes de bosque seco tropical en un sistema de ganadería extensiva (Córdoba, Colombia). **Chiroptera Neotropical** 18: 1089-1100.

VOSS RS & EMMONS LH. 1996. Mammalian diversity in Neotropical lowland rainforests: a preliminary assessment. **Bulletin of the American Museum of Natural History** 230: 1-115.

ZORTÉA M, MELO FRD, CARVALHO JC & ROCHA ZDD. 2010. Morcegos da bacia do rio Corumbá, Goiás. **Chiroptera Neotropical** 16: 610-616.

CAPÍTULO 2

NULL MODEL ANALYSIS ON BAT SPECIES CO-OCCURRENCE AND NESTEDNESS PATTERNS IN A REGION OF THE ATLANTIC RAINFOREST, BRAZIL

**LUIZ HENRIQUE VARZINCZAK, ITIBERÊ PIAIA BERNARDI &
FERNANDO C. PASSOS**

Luiz Henrique Varzinczak*, Itiberê Piaia Bernardi and Fernando C. Passos

Null model analysis on bat species co-occurrence and nestedness patterns in a region of the Atlantic Rainforest, Brazil

Abstract: This study aimed to test through null models analysis the co-occurrence and nestedness patterns of bat species in a region of the Atlantic Rainforest. Data from 10 communities were tabulated in presence-absence matrices. Two metrics have been used to test the co-occurrence patterns: C-Score, which calculates the “checkerboard” pattern testing the interspecific competition between pairs of species, and V-Ratio, which calculates the covariance between species. All analyses were performed with EcoSim software. For nestedness analyses, we utilized the NODF metric through the Aninhado software. None of all the C-Score results showed a significant pattern of species association, indicating a higher coexistence among bat species. For V-Ratio, three results indicated nonrandom associations of species. The communities are highly nested, with poor species sites being subsets of richer sites. The diversification in this group allows the coexistence of species, decreasing the niche overlap. Nested pattern is common in mammal communities, and the significance of our results is in accordance with the results of the co-occurrence test. Competitive interactions may lead to differences in abundance of species in communities. However, as the method of bat sampling is considered biased, the results using binary data, as in our study, seems to be the most trustful method.

Keywords: assembly rules; Chiroptera; competition; Lagamar; nested pattern.

DOI 10.1515/mammalia-2014-0117

Received August 17, 2014; accepted January 9, 2015

***Corresponding author: Luiz Henrique Varzinczak**, Laboratório de Biodiversidade, Conservação e Ecologia de Animais Silvestres, Departamento de Zoologia, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, Paraná, Brazil, e-mail: luiz.varzinczak@gmail.com.
http://orcid.org/0000-0002-2848-4102

Itiberê Piaia Bernardi and Fernando C. Passos: Laboratório de Biodiversidade, Conservação e Ecologia de Animais Silvestres, Departamento de Zoologia, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, Paraná, Brazil; and Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, Paraná 81531-970, Brazil

Introduction

One of the central goals in ecology is to understand how communities are structured and if they are formed from stochastic processes or by deterministic processes that interfere on species co-occurrence patterns (May 1984, Weiher and Keddy 1999). This question has, for a long time, been considered a gap in community and population ecology (Agrawal et al. 2007).

Based on the “competitive exclusion” principle (Gause 1934) and limiting similarity (MacArthur and Levins 1967), Diamond (1975) postulated the “assembly rules”. According to these rules, competitive interactions are one of the most important factors structuring biological communities leading to a “permissive” combination of species, which would be observed more frequently than expected by chance, and “prohibited” combination observed less frequently than would be expected in a random distribution of species.

On the other hand, the structure of a set of communities could be tested as a nested pattern (Ulrich and Gotelli 2007, Almeida-Neto et al. 2008). Nestedness occurs when species presence in species-poor sites is a subset of those presence in species-rich sites (Patterson and Atmar 1986, Wright et al. 1998). The causes of nested structure are capacity of colonization and vulnerability to extinction, niche structure, habitat structure and species area requirements (Wright et al. 1998). Habitat fragmentation and isolation are abiotic factors that contribute to generate nested patterns (Almeida-Neto et al. 2008, Meyer and Kalko 2008).

After a long period of debate in the last decades (Connor and Simberloff 1979, Diamond and Gilpin 1982), an array of null models has been developed to test both Diamond’s assembly rules and nested patterns in communities. Null models randomize ecological data producing new patterns of species distribution. These patterns are those expected in the absence of biological causes, such as interspecific interactions (Gotelli and Graves 1996, Ulrich and Gotelli 2013). Thus, null models enable us to test the null hypothesis that ecological mechanisms of interest do not act on the structure of communities (Gotelli

and Graves 1996). Gotelli and McCabe (2002) showed that vertebrate taxa, including mammals, tend to have their communities structured following the assembly rules proposed by Diamond (1975).

Among mammals, Chiroptera is the second order in number of species (Wilson and Reeder 2005), and they play an important role on environmental dynamics acting as primary, secondary, and tertiary consumers (Patterson et al. 2003, Muscarella and Fleming 2007, Kunz et al. 2011). In the Neotropical region, bats can reach up to 50% of mammalian fauna (Estrada and Coates-Estrada 2001). Patterns of bat species co-occurrence was previously described by Gotelli and McCabe (2002) and Meyer and Kalko (2008). Brazil has one of the richest bat fauna in the World with at least 178 species occurring in all its extension (Nogueira et al. 2014). According to Bernard et al. (2011), Brazil is the second country in number of bat species, being surpassed only by Colombia. In the last few years, many studies were carried out with bat communities throughout the Brazilian territory. However, several focused only on inventories and species list, and few assessed bat community ecology (Mello 2009, Bernardi and Passos 2011).

The main objective of this study was twofold. First, we wanted to test via null models the co-occurrence patterns

in bat communities in a region of the Atlantic Rainforest in Brazil and if these communities follow the assembly rules. If so, based on the premises of the competition exclusion principle, we expected that co-occurrence between pairs of species should be lower than expected by chance. This would be a sign that interspecific interactions like competition may structure these communities. Second, we wanted to test with null models if the communities are nested, with the poor species sites being subsets of the richer ones, following the premises of nestedness patterns of communities.

Materials and methods

Study site

This study was conducted with data from different communities of the Lagamar region (Figure 1). Located at the Atlantic Rainforest (*strictu sensu*), the Lagamar (latitude 24°36'–25°55' S, longitude 47°14'–48°40' W) extends between coastal areas from São Paulo and Paraná states. We chose the Lagamar because it comprises a *continuum* of the Atlantic Rainforest within an ecoregion that is one of the most preserved regions of this biome, which

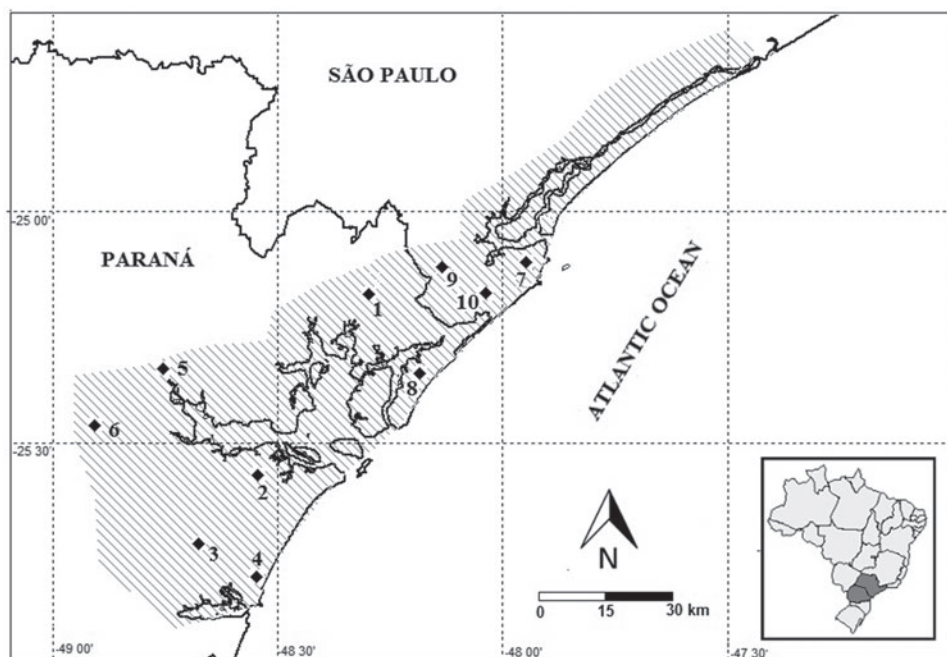


Figure 1: Studied region between coastal areas of São Paulo and Paraná states and localization of communities: 1 – Reserva Natural do Salto Morato; 2 – Floresta Estadual do Palmito; 3 – Reserva Bicudinho do Brejo; 4 – Parque Florestal Rio da Onça; 5 – Reserva Morro da Mina; 6 – Parque Estadual do Pico Marumbi; 7 – Parque Estadual da Ilha do Cardoso; 8 – Parque Nacional do Superagui; 9 – Ariri Cananeia Serra Gigante; 10 – Ariri Cananeia Planície.

is considered as a hotspot for biodiversity conservation (Myers et al. 2000, Ministério do Meio Ambiente 2006, Scaramuzza et al. 2011). By choosing this restricted area, we tried to reduce the interference of environmental variables and vegetation effects on the species occurrence. According to Köppen's classification, the climate in this region is Cfa with high precipitation and means of temperature above 22°C in the hottest months (Zina et al. 2012).

We utilized data from 10 bat communities, which corresponds to all studies carried out on bat communities of the Lagamar's region (Table 1). All communities were sampled at least one night in every season. Therefore, all the possible seasonality in the bat communities' composition could be detected, which was described by other studies in this biome (Mello 2009, Ortêncio-Filho et al. 2014). Data were tabulated in binary matrices of presence-absence where the rows represent species and the columns the communities. For each cell was assigned the value 1 when the species is present in a local and 0 when it is absent.

Tests of co-occurrence patterns

Different metrics can be utilized to quantify the co-occurrence patterns between species (Gotelli 2000). In this study, we utilized the C-Score (Stone and Roberts 1990) and V-Ratio (Schluter 1984) indexes. Gotelli (2000) showed that these indexes are less prone to Type I (reject the null hypothesis when it is true) and Type II (accept null hypothesis when it is false) errors. The C-Score index calculates for every pair of species the mean of "check-board units" (CU) (when one species is present in a community and another one is not and vice versa) by the formula $CU = (R_i - S)(R_j - S)$, where R represents the number of communities, where i and j species occurs (rows sum for species i and j), respectively, and S denotes the number

of places that both species occur together. In communities that are structured by interspecific interactions like competition, the C-Score observed should be higher than expected by chance. The V-Ratio index calculates the covariance between the numbers of species in the community. This index is calculated by the variance of rows sum and the variance of columns sum. For values equal to 1.0, the species are distributed independently in communities. For values lower and higher than 1.0, negative and positive covariance of species are observed, respectively. If competitive interactions are present, the number of species in the communities has to be constant and, thus, the index should be lower than expected by chance (Gotelli 2000).

To test the co-occurrence patterns, we used the following three algorithms. They are based on the arrangement of rows and columns to produce different patterns of species distributions. According to Gotelli (2000), these algorithms are less prone to Type I errors.

Row Fixed-Column Fixed (FF): this algorithm keeps the sum of rows and column of original matrix constant preserving the differences on the frequency of species occurrence and the richness by locality. As in this case, there is no variation in the number of species by community; the V-Ratio index could not be calculated.

Row Fixed-Column Equiprobable (FE): in this case, the communities are equivalent and have the same probability to receive species.

Row Fixed-Column Proportional (FP): in this algorithm, the number of communities where the species occur are fixed and the number of species for each community is proportional to the sum of the observed column in the original matrix.

The analyses were conducted in two steps: first, data from all species were utilized in both metrics; second, data from frugivorous and insectivorous bats were analyzed separately. The species were classified into trophic

Table 1: Data of bat communities utilized in this study and the sampling effort of each one, following Straube and Bianconi (2002).

Community	Localization	Sampling effort (m ² .h)	References
Reserva Natural do Salto Morato	25°10'S, 48°18'W	131.328	Kaku-Oliveira (2010), Rubio (2014)
Floresta Estadual do Palmito	25°35'S, 48°33'W	30.600	Rubio et al. (2014)
Reserva Bicudinho do Brejo	25°45'S, 48°43'W	28.800	Rubio et al. (2014)
Parque Florestal Rio da Onça	25°47'S, 48°31'W	78.300	Dala-Rosa (2004)
Reserva Natural Morro da Mina	25°21'S, 48°46'W	78.408	Scultori (2009)
Parque Estadual do Pico Marumbi	25°27'S, 48°55'W	69.948	Brito (2011)
Parque Estadual da Ilha do Cardoso	25°03'S, 47°53'W	50.544	Alves (2008)
Parque Nacional do Superagui	25°19'S, 48°08'W	10.909	Unpublished data
Ariri Cananeia-Serra Gigante	25°08'S, 48°08'W	79.380	Geraldes (1999)
Ariri Cananeia-Planície	25°12'S, 48°03'W	79.380	Geraldes (1999)

guilds according to their main feeding habit (see Gardner 2007). The separation of analysis into guild was adopted to avoid the “dilution effect” cited by Diamond and Gilpin (1982) in which species that do not interact and do not have the same resource requirement tend to create different patterns when analyzed together.

In all analyses, we utilized EcoSim software (Gotelli and Entsminger 2006) with 5000 randomizations by the “Sequential Swap” algorithm (Gotelli 2000). We adopted a level of significance of 0.05.

Nestedness analyses

To test if bat communities at Lagamar region were nested, we utilized the NODF metric (Almeida-Neto et al. 2008). There has been controversy about which metric fits better to detect nested patterns (Almeida-Neto et al. 2007). However, we chose NODF because it has showed better performance than others by not taking into account the matrix shape or fill, being less prone to Type I errors (Almeida-Neto et al. 2008). Moreover, NODF allows detecting nestedness for matrix rows, columns, or both. In this study, we are interested in the nestedness for columns, as it represents the incidence of species in the communities. In the same way that the co-occurrence patterns test, we divided the nestedness analyses for all species and into trophic guilds. The probabilities of nestedness were calculated under two null models in the Aninhado software (Guimarães and Guimarães 2006): ER, in which every cell in matrix has the same probability to receive species, and CE, which distribute species in rows and columns with the probability proportional to the observed in the original matrix. For nestedness analyses, we utilized 1000 randomizations and adopted a level of significance of 0.05.

Results

Our study recorded the occurrence of 38 bat species in the Lagamar region (Table 2). This number comprises 33.6% of bat species richness registered in the Atlantic Rainforest. For the co-occurrence patterns, the C-Score metric did not differ from what would be expected by chance for all of the results. For the V-Ratio, the results under FE algorithm for all species and frugivorous with the result for the matrix of all species under FP algorithm showed nonrandom pattern of species association, indicating a positive covariance between bat species. In other algorithms, no meaningful deviation was observed (Table 3).

For the nested pattern analyses, a significant degree of nestedness was observed when analyzed with all species and frugivorous species matrices. Only the result of NODF metric under CE algorithm for insectivorous bats did not indicate a nested pattern in our studied communities (Table 4).

Discussion

According to our results, there is no evidence that interspecific interactions such as competition plays a significant role structuring bat communities at the Lagamar region. Our results differed from those of Meyer and Kalko (2008), which found significant results for negative bat species co-occurrence patterns in the Caribbean islands. The low values observed in our study for simulated C-Score shows less segregation between bat species, which indicates higher co-occurrence. In fact, different environmental factors such as temperature, precipitation, resource availability and habitat composition may affect the structure of bat communities, including those in the Atlantic Rainforest (Aguirre et al. 2003, Lopez-Gonzalez 2003, Mello 2009, Estrada-Villegas et al. 2012, Stevens 2013).

The richness of the bat communities in the Neotropical region tends to be variable reaching more than 100 species coexisting in the same assemblage (Voss and Emmons 1996, Rex et al. 2008). In the Atlantic Rainforest, Stevens (2013) pointed out the occurrence of a latitudinal gradient related with temperature and richness between two and 30 species per community. In this study, we used data from communities that varied from eight to 27 in number of species. Some of these species were recently recorded for the region (Passos et al. 2010). In this way, the significance for the V-Ratio metric in two algorithms for three matrices utilized could not be a reflex of interspecific interactions like competition but an artifact due to natural variation of observed richness in communities. On the other hand, this positive covariance between species could increase the coexistence among bats in the Lagamar region.

Recently, Riedinger et al. (2013) suggested that bat communities are structured by phylogenetic clustering. According to these authors, species phylogenetically closer tend to have a larger probability of coexistence in the same area. By analyzing the co-occurrence between different vertebrate taxa with same resource requirement, Beaudrot et al. (2013) showed that bat species had less negative patterns of association than when compared and analyzed together with primates, birds, and squirrels. In

Table 2: Bat species reported in this study, their main feeding habit and respective local of occurrence.

Species	Guild	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	Σ_r
<i>Anoura caudifer</i> Gray, 1838	Nec	1	1	1	0	1	1	1	1	0	1	8
<i>Anoura geoffroyi</i> (É. Geoffroy, 1818)	Nec	1	0	0	1	1	1	1	0	1	1	7
<i>Artibeus cinereus</i> (Gervais, 1856)	Fru	1	0	0	0	1	0	1	0	0	1	4
<i>Artibeus fimbriatus</i> Gray, 1838	Fru	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	10
<i>Artibeus lituratus</i> (Olfers, 1818)	Fru	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	10
<i>Artibeus obscurus</i> Schinz, 1821	Fru	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	10
<i>Artibeus planirostris</i> (Spix, 1823)	Fru	1	1	1	0	0	0	0	1	0	0	4
<i>Carollia perspicillata</i> (Linnaeus, 1758)	Fru	1	1	1	0	1	1	1	0	1	1	8
<i>Chiroderma doriae</i> Thomas, 1891	Fru	1	1	0	1	1	0	1	0	1	0	6
<i>Chrotopterus auritus</i> (Peters, 1856)	Carn	0	0	0	0	0	1	1	0	0	1	3
<i>Desmodus rotundus</i> (É. Geoffroy, 1810)	San	1	1	1	0	0	0	1	0	0	0	4
<i>Diphylla ecaudata</i> Spix, 1823	San	0	0	1	0	1	1	0	0	0	0	3
<i>Eptesicus diminutus</i> Osgood, 1915	Ins	1	1	0	0	0	1	0	1	0	1	5
<i>Eptesicus furinalis</i> (d'Orbigny and Gervais, 1847)	Ins	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1
<i>Eptesicus taddeii</i> Miranda, Bernardi and Passos, 2006.	Ins	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Glossophaga soricina</i> (Pallas, 1766)	Nec	1	1	0	1	1	0	1	0	0	1	6
<i>Lamproncyteris brachyotis</i> (Dobson, 1879)	Ins	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	2
<i>Lasiurus blossevillii</i> (Lesson and Garnot, 1826)	Ins	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1
<i>Micronycteris megalotis</i> (Gray, 1842)	Ins	1	1	0	0	1	0	1	0	0	0	4
<i>Mimon bennettii</i> (Gray, 1838)	Ins	1	0	0	0	0	0	1	0	1	0	3
<i>Molossus molossus</i> (Pallas, 1766)	Ins	0	1	0	0	1	1	0	0	0	0	3
<i>Molossus rufus</i> É. Geoffroy, 1805	Ins	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	2
<i>Myotis levis</i> (I. Geoffroy, 1810)	Ins	1	0	0	0	0	1	1	0	0	0	3
<i>Myotis nigricans</i> (Schinz, 1821)	Ins	0	1	0	1	0	1	1	0	1	0	5
<i>Myotis riparius</i> Handley, 1960	Ins	1	1	1	0	1	0	0	0	0	0	4
<i>Myotis ruber</i> (É. Geoffroy, 1806)	Ins	1	0	1	0	0	0	1	0	1	1	5
<i>Noctilio leporinus</i> (Linnaeus, 1758)	Pis	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1
<i>Platyrrhinus lineatus</i> (É. Geoffroy, 1810)	Fru	0	0	0	1	0	0	1	0	0	1	3
<i>Platyrrhinus recifinus</i> (Thomas, 1901)	Fru	1	0	0	0	1	1	0	0	0	0	3
<i>Pygoderma bilabiatum</i> (Wagner, 1843)	Fru	1	1	1	1	1	1	0	0	1	0	7
<i>Sturnira lilium</i> (É. Geoffroy, 1810)	Fru	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0	9
<i>Sturnira tildae</i> De La Torre, 1859	Fru	1	1	1	0	1	1	1	0	0	0	6
<i>Tadarida brasiliensis</i> (I. Geoffroy, 1824)	Ins	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1
<i>Thyroptera tricolor</i> (Spix, 1823)	Ins	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Tonatia bidens</i> (Spix, 1823)	Carn	1	0	0	0	0	0	1	0	0	1	3
<i>Trachops cirrhosus</i> (Spix, 1823)	Carn	1	0	0	0	0	1	1	0	1	0	4
<i>Vampyressa pusilla</i> (Wagner, 1843)	Fru	1	1	0	1	1	0	1	0	0	1	6
<i>Vampyroides caraccioli</i> (Thomas, 1889)	Fru	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1
Σ_c	–	27	19	13	12	20	20	23	8	12	14	–

Nomenclature and authority names according to Miranda et al. (2011). Guilds: Nec, Nectarivore; Fru, Frugivore; Carn, Carnivore; San, Sanguivore; Ins, Insectivore; Pis, Piscivore; Σ_r , row sum and number of occurrences for each species; Σ_c , column sum and number of species per community. Communities: 1 – Reserva Natural do Salto Morato; 2 – Floresta Estadual do Palmito; 3 – Reserva Bicudinho do Brejo; 4 – Parque Florestal Rio da Onça; 5 – Reserva Morro da Mina; 6 – Parque Estadual do Pico Marumbi; 7 – Parque Estadual da Ilha do Cardoso; 8 – Parque Nacional do Superagui; 9 – Ariri Cananeia Serra Gigante; 10 – Ariri Cananeia Planície.

this case, competitive exclusion was observed between species pairs that are phylogenetically distant.

One factor that contributes to coexistence of bat species is the great diversification of feeding habits and the occupation of different trophic niches occurring in this group combined with diet specialization in some species (McNab 1971, Freeman 2000, Dumont 2003, Rojas et al. 2011). According to Rex et al. (2010) bats of the family

Phyllostomidae, the only one with frugivorous species in the Neotropical region, may show omnivory and opportunistic predation in some cases. In the case of Reserva Natural Salto Morato, our results recorded 12 bat species within frugivorous guild coexisting in this community. For bats of the genus *Artibeus*, with three species occurring in all communities, Mikich (2002) and Pinto and Ortêncio-Filho (2006) pointed out a diversification of

Table 3: Calculated metrics for the different matrices utilized in this study, the mean of simulations and the probability.

Index	Matrices Species	Scores						
		Observed	FF		FE		FP	
			Mean	p-Value	Mean	p-Value	Mean	p-Value
C-Score	All species	2.556	2.578	>0.05	3.344	>0.05	3.030	>0.05
	Frugivorous	1.945	1.926	>0.05	2.591	>0.05	2.418	>0.05
	Insectivorous	2.990	2.971	>0.05	3.380	>0.05	2.809	>0.05
V-Ratio	All species	4.489	–	–	1.018	<0.05	2.353	<0.05
	Frugivorous	1.004	–	–	2.124	<0.05	1.272	>0.05
	Insectivorous	1.783	–	–	0.991	>0.05	2.07	>0.05

As in the case of FF algorithm, there is no variation in the number of species per community; the V-Ratio cannot be calculated. All values in bold are significant ($p < 0.05$).

Table 4: Results of calculated NODF metric for nestedness pattern for both rows and columns and the total NODF observed.

Matrix	N rows	N columns	Total	NODF (ER)	NODF (CE)
All species	41.56	44.56	41.74	22.57 ($p=0.00$)	31.95 ($p=0.00$)
Frugivorous	54.42	60.75	56.52	29.61 ($p=0.00$)	42.10 ($p=0.01$)
Insectivorous	19.92	29.38	22.76	14.85 ($p=0.04$)	17.61 ($p=0.14$)

NODF(ER), the metric NODF simulated under the ER null model; the NODF(CE) simulated under CE null model. Values in bold are significant ($p < 0.05$).

resource preferences and specialized diet for each species. This would be also valid when *Artibeus* spp. are compared with *Carollia perspicillata* and *Sturnira lilium*, the other species that have high indexes of presence in studied communities (Passos et al. 2003). The diversification and specialization of feeding habits decrease the dietary overlap among bat species enabling the coexistence in the same ambient. Palmeirim et al. (1989) observed that resource competition between frugivorous bats is attenuated due to a reduction in the dietary overlap, differently than when analyzed together with bird species. Birds may depress the resource availability for bats, leading to interspecific competition between both groups and influencing the co-occurrence patterns among bat and bird species (Palmeirim et al. 1989).

Bat communities show a dynamic in time and space scales (Pech-Canche et al. 2011). In this way, when analyzed in a regional scale, the high mobility observed in this group could allow the individual dispersion increasing the similarity of bat fauna in proximal areas. This would reflect in an increase in species co-occurrence as observed in our study, as well as that temporal variation allows species to

change seasonally their presence and occupancy of communities (Stevens et al. 2007, Mello 2009).

According to our analyses, bat communities at the Lagamar region are highly nested. Apparently, the nested pattern is common in mammal communities, and it was previously described in bat communities (Patterson and Atmar 1986, Wright et al. 1998, Meyer and Kalko 2008, Baker and Patterson 2009, Winifred et al. 2009). Nestedness is the opposite process to the negative co-occurrence patterns in communities' organization (Ulrich and Gotelli 2007). Therefore, the nested structure here observed supports our results for co-occurrence patterns analyses and *vice versa*.

Meyer and Kalko (2008) found that the mobility was the main factor leading to nested patterns in bat assemblages in islands. However, according to Winifred et al. (2009), the historical context of a landscape could generate different patterns of nestedness in bat assemblages. Here, we did not had the intent to take into account such mechanisms or abiotic factors, such as isolation or size of fragments, but one question that may lead future researches is how the rate of fragmentation and loss of habitat with subsequently loss of species in the Atlantic Rainforest could act generating these nestedness patterns. Once nestedness was described by Martínez-Morales (2005) as a tool to detect the sensibility of species due to habitat fragmentation, it would be useful in threatened ecosystems as the Atlantic Rainforest.

Although our results do not show the existence of interspecific interactions such as competition among bat species in the studied communities for co-occurrence patterns, it is important to point out that competitive interactions may act leading to differences in species abundances in communities (Stevens and Willig 1999, Patterson et al. 2003). Null models have been developed to test abundance patterns between species (Ulrich and Gotelli 2010), but in the case of bats, their utilization could underestimate the

power of interspecific interactions shaping the proportion of individuals on populations, as the traditional methods of bat sampling (captures utilizing mist nets) was shown to be biased by increasing the number of captures of some species than others (Kalko 1998). Thus, despite Pitta et al. (2012) has criticized the utilization of presence-absence data to infer co-occurrence patterns, in the case of bats, this seems to be the most trustful method.

Acknowledgments: We would like to thank CNPq (Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico) for a scholarship provided to LHV and a grant to FCP (303757/2012-4). CAPES (Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior) provided a doctorate scholarship to IPB. We would like to especially thank Gustavo Gracioli for the data from Parque Nacional do Superagui and Maurício O. Moura and Diego R. Bilski for the suggestions provided for the first version of the manuscript.

References

- Agrawal, A.A., D.D. Ackerly, F. Adler, A.E. Arnold, C. Caceres, D.F. Doak, E. Post, P.J. Hudson, J. Maron, K.A. Mooney, M. Power, D. Schemske, J. Stachowicz, S. Strauss, M.G. Turner and E. Werner. 2007. Filling key gaps in population and community ecology. *Front. Ecol. Environ.* 5: 145–152.
- Aguirre, L.F., L. Lens, R. van Damme and E. Matthysen. 2003. Consistency and variation in the bat assemblages inhabiting two forest islands within a Neotropical savanna in Bolivia. *J. Trop. Ecol.* 19: 367–374.
- Almeida-Neto, M., P.R. Guimarães and T.M. Lewinsohn. 2007. On nestedness analyses: rethinking matrix temperature and anti-nestedness. *Oikos* 116: 716–722.
- Almeida-Neto, M., P. Guimarães, P.R. Guimarães, R.D. Loyola and W. Ulrich. 2008. A consistent metric for nestedness analysis in ecological systems: reconciling concept and measurement. *Oikos* 117: 1227–1239.
- Alves, L.A. 2008. Estrutura da comunidade de morcegos (Mammalia: Chiroptera) do Parque Estadual da Ilha do Cardoso, São Paulo. Master Thesis, Universidade Federal do Mato Grosso do Sul, Campo Grande, Brazil. pp. 40.
- Baker, M.A. and B.D. Patterson. 2009. Patterns in the local assembly of Egyptian rodent faunas: co-occurrence and nestedness. *J. Arid Environ.* 75: 14–19.
- Beaudrot, L., M.J. Struebig, E. Meijaard, S. van Balen, S. Husson and A.J. Marshall. 2013. Co-occurrence patterns of Bornean vertebrates suggest competitive exclusion is strongest among distantly related species. *Oecologia* 173: 1053–1062.
- Bernard, E., L.M.S. Aguiar and R.B. Machado. 2011. Discovering the Brazilian bat fauna: a task for two centuries? *Mammal Rev.* 41: 23–39.
- Bernardi, I.P. and F.C. Passos. 2011. Estrutura de comunidade de morcegos em relictos de floresta estacional decidual no sul do Brasil. *Mastozool. Neotrop.* 19: 1–12.
- Brito, J.E.C. 2011. Morcegos do Parque Estadual do Pico Marumbi: Frugivoria e germinação de sementes. Master Thesis, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, Brazil. pp. 65.
- Connor, E.F. and D. Simberloff. 1979. The assembly of species communities: chance or competition? *Ecology* 60: 1132–1140.
- Dala-Rosa, S. 2004. Morcegos (Chiroptera, Mammalia) de um remanescente de restinga, Estado do Paraná, Brasil: ecologia da comunidade e dispersão de sementes. Master Thesis, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, Brazil. pp. 128.
- Diamond, J.M. 1975. Assembly of species communities. In: (M.L. Cody and J.M. Diamond, eds.) *Ecology and evolution of communities*. Harvard University Press, Cambridge, MA. pp. 342–444.
- Diamond, J.M. and M.E. Gilpin. 1982. Examination of the ‘null’ model of Connor and Simberloff for species co-occurrences on islands. *Oecologia* 52: 64–72.
- Dumont, E. 2003. Bats and fruit: an ecomorphological approach. In: (T.H. Kunz and M.B. Fenton, eds.) *Bat ecology*. University of Chicago Press, Chicago, IL. pp. 398–429.
- Estrada, A. and R. Coates-Estrada. 2001. Bat species richness in live fences and corridors of residual rain forest vegetation at Los Tuxtlas, Mexico. *Ecography* 24: 94–102.
- Estrada-Villegas, E., B.J. McGill and E.K.V. Kalko. 2012. Climate, habitat, and species interactions at different scales determine the structure of a Neotropical bat community. *Ecology* 93: 1183–1193.
- Freeman, P.W. 2000. Macroevolution in Microchiroptera: recoupling morphology and ecology with phylogeny. *Evol. ecol. Res.* 2: 317–335.
- Gardner, A.F. 2007. Order Chiroptera In: (A.F. Gardner, ed.) *Mammals of South America. Volume I. Marsupials, xernarthrans, shrews and bats*. The University of Chicago Press, Chicago, IL. pp. 187–580.
- Gause, G.F. 1934. *The struggle for existence*. Williams and Wilkins, Baltimore, MD. pp. 188.
- Geraldes, M.P. 1999. Estudo de uma taxocenose de morcegos na região do Ariri, Cananéia, SP. Master Thesis, Universidade de São Paulo, São Paulo, Brazil. pp. 92.
- Gotelli, N.J. 2000. Null model analysis of species co-occurrence patterns. *Ecology* 81: 2606–2621.
- Gotelli, N.J. and G.R. Graves. 1996. *Null models in ecology*. Smithsonian Institution Press, Washington, D.C. pp. 357.
- Gotelli, N.J. and D.J. McCabe. 2002. Species co-occurrence: a meta-analysis of J.M. Diamond’s assembly rules model. *Ecology* 83: 2091–2096.
- Gotelli, N.J. and G.L. Entsminger. 2006. *EcoSim: null models software for ecology*. Version 7.0.
- Guimarães, P.R. and P. Guimarães. 2006. Improving the analyses of nestedness for large sets of matrices. *Environ. Model. Software* 21: 1512–1513.
- Kaku-Oliveira, N.Y. 2010. Estrutura de comunidade, reprodução e dinâmica populacional de morcegos (Mammalia, Chiroptera) na Reserva Natural do Salto Morato, Guaraqueçaba, Paraná. Master Thesis, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, Brazil. pp. 109.
- Kalko, E.K.V. 1998. Organisation and diversity of tropical bat communities through space and time. *Zoology* 101: 281–297.
- Kunz, T.H., E. Braun de Torrez, D. Bauer, T. Lobo and T.H. Fleming. 2011. Ecosystem services provided by bats. *Ann. N.Y. Acad. Sci.* 1223: 1–38.

- Lopez-Gonzalez, C. 2003. Ecological zoogeography of the bats of Paraguay. *J. Biogeogr.* 31: 33–45.
- MacArthur, R.H. and R. Levins. 1967. The limiting similarity convergence and divergence of coexisting species. *Am. Nat.* 101: 377–385.
- Martínez-Morales, M.A. 2005. Nested species assemblages as a tool to detect sensitivity to forest fragmentation: the case of cloud forest birds. *Oikos* 108: 634–642.
- May, R.M. 1984. An overview: real and apparent patterns in community structure. In: (D.R. Strong Jr., D. Simberloff, L.G. Abele and A.B. Thistle, eds.) *Ecological communities: conceptual issues and the evidence*. Princeton University Press, Princeton, NJ. pp. 3–16.
- McNab, B.K. 1971. The structure of tropical bat faunas. *Ecology* 52: 352–358.
- Mello, M.A.R. 2009. Temporal variation in the organization of a Neotropical assemblage of leaf-nosed bats (Chiroptera: Phyllostomidae). *Acta Oecol.* 35: 280–286.
- Meyer, C.F.J. and E.K.V. Kalko. 2008. Bat assemblages on Neotropical landbridge islands: nested subsets and null model analyses of species co-occurrence patterns. *Divers. Distrib.* 14: 644–654.
- Mikich, S.B. 2002. A dieta dos morcegos frugívoros (Mammalia, Chiroptera, Phyllostomidae) de um pequeno remanescente de Floresta Estacional Semidecidual do sul do Brasil. *Rev. Bras. Zool.* 19: 239–249.
- Ministério do Meio Ambiente. 2006. Portaria N° 150 de 08 de Maio de 2006. *Diário Oficial da União, Brasília*, 17 maio 93: 73.
- Miranda, J.M.D., I.P. Bernardi and F.C. Passos. 2011. Chave ilustrada para determinação dos morcegos da Região Sul do Brasil. Curitiba, PR, Brazil. pp. 56.
- Muscarella, R. and T.H. Fleming. 2007. The role of frugivorous bats in tropical forest succession. *Biol. Rev.* 82: 573–590.
- Myers, N., R.A. Mittermeier, C.G. Mittermeier, G.A.B. Fonseca and J. Kent. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403: 853–845.
- Nogueira, M.R., I.P. Lima, R. Moratelli, V.C. Tavares, R. Gregorin and A.L. Peracchi. 2014. Checklist of Brazilian bats, with comments on original records. *Check List* 10: 808–821.
- Ortêncio-Filho, H., T.E. Lacher and L.C. Rodrigues. 2014. Seasonal patterns in community composition of bats in forest fragments of the Alto Rio Paraná, southern Brazil. *Stud. Neotrop. Fauna Environ.* 49: 169–179.
- Palmerein, J.M., D.L. Gorchoff and S. Stoleson. 1989. Trophic structure of a neotropical frugivore community: is there competition between birds and bats? *Oecologia* 79: 403–411.
- Passos, F.C., W.R. Silva, W.A. Pedro and M.R. Bonin. 2003. Frugivoria em morcegos (Mammalia, Chiroptera) no Parque Estadual de Intervalos, sudeste do Brasil. *Rev. Bras. Zool.* 20: 511–517.
- Passos, F.C., J.M.D. Miranda, I.P. Bernardi, N.Y. Kaku-Oliveira, and L.C. Munster. 2010. Morcegos da Região Sul do Brasil: análise comparativa da riqueza de espécies, novos registros e atualizações nomenclaturais (Mammalia, Chiroptera). *Iheringia Ser. Zool.* 100: 25–34.
- Patterson B.D. and W. Atmar. 1986. Nested subsets and the structure of insular mammalian faunas and archipelagos. *Biol. J. Linn. Soc.* 28: 65–82.
- Patterson, B.D., M.R. Willig and R.D. Stevens. 2003. Trophic strategies, niche partitioning, and patterns of ecological organization. In: (T.H. Kunz and M.B. Fenton, eds.) *Bat ecology*. University of Chicago Press, Chicago, IL. pp. 536–579.
- Pech-Canche, J.M., C.E. Moreno and G. Halffter. 2011. Additive partitioning of phyllostomid bat richness at fine and coarse spatial and temporal scales in Yucatan, Mexico. *Ecoscience* 18: 42–51.
- Pinto, D. and H. Ortêncio-Filho. 2006. Dieta de quatro espécies de filostomídeos frugívoros (Chiroptera, Mammalia) do Parque Municipal do Cinturão Verde de Cianorte, Paraná, Brasil. *Chiropt. Neotrop.* 12: 274–279.
- Pitta, E., S. Giokas and S. Sfenthourakis. 2012. Significant pairwise co-occurrence patterns are not the rule in the majority of biotic communities. *Diversity* 4: 179–193.
- Rex, K., D. Kelm, K. Wiesner, T.H. Kunz and C.C. Voigt. 2008. Species richness and structure of three Neotropical bat assemblages. *Biol. J. Linn. Soc.* 94: 617–629.
- Rex, K., B.I. Czaczkas, R. Michener, T.H. Kunz and C.C. Voigt. 2010. Specialization and omnivory in diverse mammalian assemblages. *Ecoscience* 17: 37–46.
- Riedinger, V., J. Muller, J. Stadler, W. Ulrich and R. Brandl. 2013. Assemblages of bats are phylogenetically clustered on a regional scale. *Basic appl. Ecol.* 14: 74–80.
- Rojas, D., A. Vale, V. Ferrero and L. Navarro. 2011. When did plants become important to leaf-nosed bats? Diversification of feeding habits in the family Phyllostomidae. *Mol. Ecol.* 20: 2217–2228.
- Rubio, M.B.G. 2014. Estruturação das assembleias de morcegos em três locais do litoral do Paraná, Brasil. Master Thesis, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, Brazil. pp. 88.
- Rubio, M.B.G., L.H. Varzinczak, I.P. Bernardi, F.C. Passos and J.M.D. Miranda. 2014. Bats from two sites of the Paraná State coastal area, southern Brazil. *Chiropt. Neotrop.* 20: 1255–1263.
- Scaramuzza, C.A.M., L.L. Simões, S.T. Rodrigues, G.M. Accacio, M. Hercowitz, M.R. Rosa, W.G. Silva, E.R. Pinage and M.S. Soares. 2011. Visão da biodiversidade da ecoregião da Serra do Mar, domínio biogeográfico Mata Atlântica. WWF, Brasília, DF, Brazil. pp. 169.
- Schluter, D. 1984. A variance test for detecting species associations, with some example applications. *Ecology* 65: 998–1005.
- Scultori, C. 2009. Comunidade de morcegos, interação com flores e estratificação vertical em Mata Atlântica no sul do Brasil. Master Thesis. Universidade Estadual de Campinas, Campinas, Brazil. pp. 158.
- Stevens, R.D. 2013. Gradients of bat diversity in Atlantic forest of South America: environmental seasonality, sampling effort and spatial autocorrelation. *Biotropica* 45: 764–770.
- Stevens, R.D. and M.R. Willig. 1999. Density compensation in New World bat communities. *Oikos* 89: 367–377.
- Stevens, R.D., C. Lopez-Gonzalez and S.J. Presley. 2007. Geographical ecology of Paraguayan bats: spatial integration and metacommunity structure of interacting assemblages. *J. Anim. Ecol.* 76: 1086–1093.
- Straube, F.C. and G.V. Bianconi. 2002. Sobre a grandeza e a unidade utilizada para estimar esforço de captura com utilização de redes-de-neblina. *Chiropt. Neotrop.* 8: 150–152.
- Stone, L. and A. Roberts. 1990. The checkerboard score and species distributions. *Oecologia* 85: 74–79.
- Ulrich W. and N.J. Gotelli. 2007. Null model analysis of species nestedness patterns. *Ecology* 88: 1824–1831.
- Ulrich, W. and N.J. Gotelli. 2010. Null model analysis of species associations using abundance data. *Ecology* 91: 3384–3397.
- Ulrich, W. and N.J. Gotelli. 2013. Pattern detection in null model analysis. *Oikos* 122: 2–18.

- Voss, R.S. and L.H. Emmons. 1996. Mammalian diversity in Neotropical lowland rainforests: a preliminary assessment. *Bull. Am. Mus. Nat. Hist.* 230: 1–115.
- Weiher, E. and P. Keddy. 1999. *Ecological assembly rules: perspectives, advances, retreats.* Cambridge University Press, Cambridge, NJ. pp. 432.
- Wilson, D.E. and D.M. Reeder. 2005. *Mammal species of the World: a taxonomic and geographic reference.* Third edition. The Johns Hopkins University Press, Baltimore, MD. pp. 2142.
- Winifred, F.F., J.P. Hayes and Heady, P.A. 2009. Nestedness of desert bat assemblages: species composition patterns in insular and terrestrial landscapes. *Oecologia* 158: 687–697.
- Wright D.H., B.D. Patterson, G.M. Mikkelsen, A. Cutler and W. Atmar. 1998. A comparative analysis of nested subset patterns of species composition. *Oecologia* 113: 1–20.
- Zina, J., C.P.A. Prado, C.A. Brasileiro and C.F.B. Haddad. 2012. Anurans of the sandy coastal plains of the Lagamar Paulista, state of São Paulo, Brazil. *Biota Neotrop.* 12: 251–260.

CAPÍTULO 3

**MORCEGOS (MAMMALIA: CHIROPTERA) DA REGIÃO DO MÉDIO RIO
TELES PIRES, SUL DA AMAZÔNIA, BRASIL**

**JOÃO M. D. MIRANDA, LUCIANA ZAGO, FERNANDO CARVALHO,
MARCELO B. G. RUBIO & ITIBERÊ P. BERNARDI**

Morcegos (Mammalia: Chiroptera) da região do Médio Rio Teles Pires, Sul da Amazônia, Brasil

João M. D. MIRANDA^{*1,2}, Luciana ZAGO³, Fernando CARVALHO², Marcelo B. G. RUBIO², Itiberê P. BERNARDI³

¹ Universidade Estadual do Centro-Oeste do Paraná, Departamento de Biologia. Rua: Simeão Camargo Varela de Sá, 03, Vila Carli. Guarapuava, Brasil. CEP: 85.040-080.

² Universidade Federal do Paraná, *campus* Centro Politécnico, Setor de Ciências Biológicas, Programa de Pós-Graduação em Zoologia, Rua: Cel. Francisco H. dos Santos, 210, Jardim das Américas, Curitiba, Brasil. CEP: 81.531-970.

³ Universidade Federal do Paraná, *campus* Centro Politécnico, Setor de Ciências Biológicas, Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação, Rua: Cel. Francisco H. dos Santos, 210, Jardim das Américas, Curitiba, Brasil. CEP: 81.531-970.

* Autor correspondente: guaribajoao@yahoo.com.br

RESUMO

A Amazônia é a maior floresta tropical do mundo e pelo menos 147 espécies de morcegos ocorrem neste ambiente. A despeito desta grande riqueza, a diversidade de morcegos da Amazônia é pobremente conhecida e existem grandes lacunas neste conhecimento. O objetivo do presente trabalho foi descrever a assembleia de morcegos ocorrentes na região do Médio Teles Pires (MTP), no sul da Amazônia. Além disso, avaliou-se a similaridade dessa assembleia em relação a 14 assembleias estudadas em outras localidades amazônicas e avaliou-se a correlação entre as similaridades destas localidades e suas distâncias. Trinta e três espécies de morcegos foram registradas, representando 71% das espécies estimadas (Jackknife2). As três espécies com maior abundância relativa foram: *Carollia perspicillata*, *Pteronotus parnellii* e *Phyllostomus hastatus* que somadas contam com mais de 50% das capturas. O grupo funcional dos frugívoros obteve o maior número de espécies capturadas. Foi encontrada uma correlação negativa entre as distâncias e as similaridades das assembleias de morcegos amazônicos ($r = -0,22$; $p = 0,014$). A distância geográfica pode explicar apenas 6% da similaridade entre as assembleias analisadas, ainda assim, as similaridades destas assembleias permitem que as mesmas sejam agrupadas por suas distâncias geográficas. Além disso, a fauna de morcegos do MTP é diferenciada de outras áreas da Amazônia o que lhe confere um papel especial na conservação dos morcegos amazônicos.

PALAVRAS-CHAVE: Chiroptera, Inventário de fauna, Assembleias, Biodiversidade.

Bats (Mammalia: Chiroptera) from the Middle Teles Pires River region, Southern Amazonia, Brazil

ABSTRACT

Amazonia is the largest tropical rainforest in the world and at least 147 bat species occur in this environment. Despite its richness, the diversity of bat fauna is poorly known for this region and there are large gaps in its knowledge. This study aims to describe the bat assemblage of the Middle Teles Pires River (MTP) region, southern Amazonia. Furthermore, we evaluated the similarity of this assemblage in relation to 14 assemblages studied in other Amazonian localities, and correlations were found between the similarity values among the sites and their geographic distances. Thirty-three bat species were recorded, accounting for 71% of the estimated species richness (Jackknife2). The three species that had the higher relative abundance values were *Carollia perspicillata*, *Pteronotus parnellii* and *Phyllostomus hastatus*, which together accounted for more than 50% of the captures. The frugivore functional group had the highest number of recorded species. A negative correlation was found between the geographic distances and the similarities among the Amazonian bat assemblages ($r = -0.22$; $p = 0.014$). Geographic distance could explain only 6% of the similarities among the analyzed assemblages, even though, the similarity found allowed them to be grouped by their distances. Besides, the MTP bat fauna is different from other Amazonian areas, which gives it a special role in the Amazonian bat conservation.

KEYWORDS: Chiroptera, Fauna survey, Assemblage, Biodiversity.

INTRODUÇÃO

A Amazônia é a maior floresta tropical do mundo e abriga uma grande diversidade biológica (Heyer *et al.* 1999; Magurran 2011). A origem dessa diversidade biológica é de interesse dos cientistas desde a época de Darwin e Wallace, no século XIX (Bush e Oliveira 2006). Várias hipóteses tentam explicar os padrões de biodiversidade amazônica como por exemplo: a hipótese dos refúgios de fauna (Haffer 1969; Vanzolini 1992), a hipótese de que existem maiores áreas tropicais que sub-tropicais ou temperadas (Rosenzweig e Sandlin 1997) e a teoria da barreira fluvial (Hershkovitz 1977; van Roosmalen *et al.* 2002). De maneira geral essas hipóteses tratam de barreiras geográficas impostas aos organismos modelos estudados (aves florestais, lagartos e primatas) (Bush e Oliveira 2006). Uma das principais críticas às várias teorias é que cada grupo animal possui sua própria história evolutiva, necessidades ambientais e capacidade de dispersão (Haffer e Prance 2002; Bush e Oliveira 2006). Os morcegos são animais voadores e possuem altas capacidades de dispersão e amplas distribuições geográficas (Kunz e Pierson 1994; Gardner 2008), e podem responder de maneiras diferentes a uma mesma barreira.

Os morcegos apresentam as maiores riquezas entre as comunidades de mamíferos da Amazônia servindo como bons modelos para estudos sobre a diversidade e a biogeografia (Voss e Emmons 1996; Moratelli *et al.* 2010), bem como bons indicadores de processos ecológicos (Passos *et al.* 2003). Por outro lado, o conhecimento sobre a biodiversidade de morcegos da Amazônia é bastante assimétrico com boas amostragens ao longo da calha do rio Amazonas e do rio Tapajós e também no Escudo Guiano (*e.g.* Simmons e Voss 1998; Bernard 2002; Sampaio *et al.* 2003), porém as regiões Oeste e Sul permanecem virtualmente desconhecidas (Bernard *et al.* 2010; Martins *et al.* 2011). Assim, o presente estudo teve por objetivo: (I) descrever a estrutura de uma assembleia de morcegos em uma região mal amostrada ao sul da Amazônia; (II) avaliar se a fauna de morcegos da Amazônia apresenta alguma regionalização e se esta pode ser explicada pela distância geográfica entre as áreas amostradas.

MATERIAL E MÉTODOS

A área de estudo compreende extensas áreas de florestas às margens do Médio Rio Teles Pires (MTP) entre os municípios de Nova Canaã do Norte e Itaúba, no norte do estado do Mato Grosso (10° 58' 04" S; 55° 45' 23" W). A região do MTP está localizada próxima aos limites dos biomas Amazônia e Cerrado (Figura 1). A área é formada por floresta tropical madura com lianas formando um dossel descontínuo, estando este compreendido entre 20

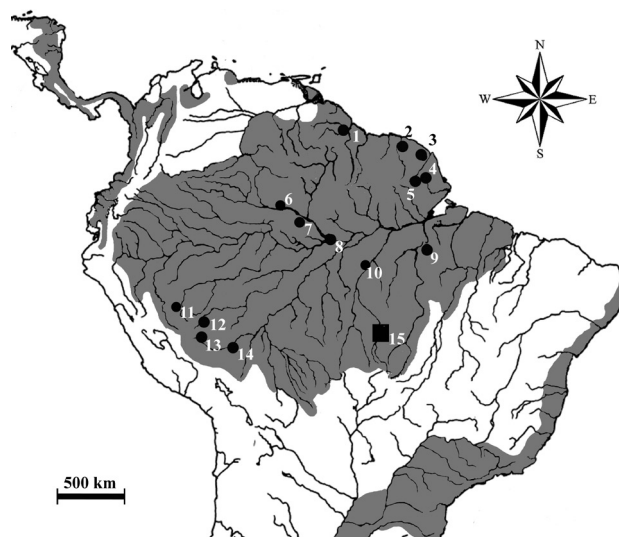


Figura 1. Mapa mostrando a área de estudo e outras localidades citadas no texto. Áreas em cinza indicam florestas úmidas das Américas. (1) Iwokrama Forest, Guiana (IWO); (2) Paracou, Guiana Francesa (PAR); (3) Baixo Arataye, Guiana Francesa (ARA); (4) Floresta Nacional do Amapá, Amapá, Brasil (FLAM); (5) Parque Nacional das Montanhas do Tumucumaque, Amapá, Brasil (PNMT); (6) Barcelos e Santa Isabel do Rio Negro, Amazonas (BAR); (7) Parque Nacional do Jaú, Amazonas, Brasil (PNJ); (8) Manaus, Amazonas, Brasil (MAN); (9) Baixo Xingu, Pará (XIN); (10) Parque Nacional da Amazônia, Pará/Amazonas, Brasil (PNA); (11) Parque Nacional da Serra do Divisor, Acre, Brasil (PNSD); (12) Aldeia Indígena Cashinahua de Balta, Ucayali, Peru (BAL); (13) Estación Biológica Cosha Cashu, Rio Manu, Madre de Dios, Peru (MNU); (14) Reserva Cuzco Amazônico, Madre de Dios, Peru (CUZ) e (15) Médio Teles Pires, Mato Grosso, Brasil (MTP).

e 30 metros de altura, com árvores emergentes alcançando até 40 m. O dossel é relativamente denso e a floresta bem estratificada (Gualda-Barros *et al.* 2012). O clima é equatorial quente e semi-úmido com pelo menos três meses de estação seca e temperaturas mensais médias sempre acima dos 18 °C (IBGE 2002).

Na tentativa de melhor amostrar a diversidade de ambientes no MTP as amostragens foram realizadas em três fitofisionomias, chamadas daqui em diante de sítios amostrais: (1) Floresta Ombrófila Densa Aluvial (FAlu) à margem esquerda do rio Teles Pires e a 250 m de altitude; (2) Floresta Ombrófila Densa Submontana (FSub) a 2,5 km da margem direita do rio Teles Pires e a 350 m de altitude e (3) Floresta Ombrófila Densa Aluvial Secundária (FSec) a 1 km da margem direita do rio Teles Pires e a 245 m de altitude. A menor distância entre as áreas foi entre a FSub e a FAlu (2,65 km), sendo seguida pela FSub e a FSec (2,75 km) e as mais distantes foram a FSec e a FAlu (5,02 km).

Entre fevereiro de 2011 e abril de 2012, foram realizadas seis campanhas de campo com duração de seis noites consecutivas de amostragem sendo duas noites em cada um dos três sítios amostrais, o que resultou em 36

noites (12 noites em cada sítio amostral). As noites de amostragem foram sempre durante a fase lunar minguante ou nova. Foram realizadas três idas a campo na estação seca e outras três na estação chuvosa. Em cada noite de amostragem foram armadas 12 redes de neblina (6 x 3 m) que permaneceram abertas por seis horas após o pôr-do-sol, sendo revisadas em intervalos de 30 min. As redes foram armadas no nível do sub-bosque em trilhas e clareiras pré-existent e também próximas a rios. Esse esforço amostral totalizou 46.656 m² hr⁻¹ (segundo Bianconi e Straube 2002), sendo esse distribuído igualmente entre os três sítios amostrais. Os indivíduos capturados foram triados e identificados de acordo com a literatura disponível (Lim e Engstrom 2001; Reis *et al.* 2007; Gardner 2008). Os primeiros exemplares de cada espécie foram coletados e tombados na Coleção Científica de Mastozoologia da Universidade Federal do Paraná como material testemunho. Os demais espécimes capturados foram marcados com anilhas metálicas numeradas e coloridas e soltos no mesmo local da captura. As capturas, o manejo e os procedimentos dos animais foram feitas sob a licença do SISBIO/IBAMA N° 02013004996/10-08 e seguiram as indicações da *American Society of Mammalogists* (Sikes *et al.* 2011).

As diversidades específicas (Diversidade de Shannon-Wiener) de morcegos foram comparadas entre os três sítios amostrais (FAlu, FSub e FSec) pelo teste *t* de Shannon. Uma vez que não houve diferença significativa (*p* > 0,05) entre qualquer um dos três sítios amostrais esses foram tratados nas demais análises de forma conjunta, compondo uma única assembleia de morcegos do MTP.

A riqueza estimada de morcegos foi calculada através do estimador não paramétrico Jackknife de segunda ordem (Jackknife2). Essa estimativa foi obtida por meio de 1.000 re-amostragens (*bootstrapping*) dos dados originais gerando medidas de desvio padrão. A avaliação do esforço amostral foi feita pela análise de complementaridade no pior cenário, dado pela porcentagem das espécies registradas em relação ao número médio de espécies estimada mais o desvio padrão obtido pelas re-amostragens.

A abundância relativa foi calculada pela porcentagem que cada espécie representa no total de capturas. A frequência relativa das espécies foi calculada dividindo-se o número de campanhas de campo em que cada espécie foi registrada pelo número total de fases de campo (seis). A partir de suas frequências relativas cada espécie foi classificada quanto à sua constância como: Comum quando a frequência relativa foi ≥ 50%; Intermediária quando a frequência relativa foi entre 25 e 50% ou Rara quando a frequência relativa foi < 25% (como em Bianconi *et al.* 2004; Carvalho *et al.* 2013).

Cada espécie registrada foi categorizada em um dos seguintes grupos funcionais como em Simmons e Voss (1998): (1) Insetívoros aéreos (todos os não Phyllostomidae), (2) Catadores animalívoros (todos os Phyllostominae, exceto

Phyloderma stenops, *Phyllostomus hastatus* e *P. discolor*), (3) Frugívoros (todos os Carollinae e Stenodermatinae), (4) Nectarívoros (todos os Glossophaginae), (5) Hematófagos (todos os Desmodontinae) e (6) Onívoros (*P. stenops*, *P. hastatus* e *P. discolor*).

Para as análises de Agrupamento (*Cluster*) e de relação (Correlação e Regressão) entre similaridade das assembleias de morcegos e distância das áreas onde essas assembleias de morcegos foram estudadas (ver abaixo), foram utilizadas as informações de riqueza de 15 assembleias da Amazônia, sendo estas as localidades: (1) Iwokrama Forest, Guiana (IWO) (Lim e Engstrom 2001); (2) Paracou, Guiana Francesa (PAR) (Simmons e Voss 1998); (3) Baixo Arataye, Guiana Francesa (ARA) (Voss e Emmons 1996); (4) Floresta Nacional do Amapá, Amapá, Brasil (FLAM) (Martins *et al.* 2006); (5) Parque Nacional das Montanhas do Tumucumaque, Amapá, Brasil (PNMT) (Martins *et al.* 2006); (6) Barcelos e Santa Isabel do Rio Negro, Amazonas (BAR) (Moratelli *et al.* 2010); (7) Parque Nacional do Jaú, Amazonas, Brasil (PNJ) (Barnett *et al.* 2006); (8) Manaus, Amazonas, Brasil (MAN) (Reis e Peracchi 1987); (9) Baixo Xingu, Pará (XIN) (Voss e Emmons 1996); (10) Parque Nacional da Amazônia, Pará/Amazonas, Brasil (PNA) (Bernard 2001); (11) Parque Nacional da Serra do Divisor, Acre, Brasil (PNSD) (Nogueira *et al.* 1999); (12) Aldeia Indígena Cashinahua de Balta, Ucayali, Peru (BAL) (Voss e Emmons 1996); (13) Estación Biológica Cosha Cashu, Rio Manu, Madre de Dios, Peru (MNU) (Voss e Emmons 1996); (14) Reserva Cuzco Amazónico, Madre de Dios, Peru (CUZ) (Voss e Emmons 1996) e (15) Médio Teles Pires, Mato Grosso, Brasil (MTP) (presente trabalho) (Figura 1). No sentido de padronizar as assembleias amostradas, uma vez que alguns dos trabalhos supracitados utilizaram de redes armadas no dossel da floresta (Simmons e Voss 1998; Bernard 2001; Lim e Engstrom 2001; Barnett *et al.* 2006), nessas três análises (correlação, regressão e agrupamento) foram consideradas apenas as espécies capturadas no sub-bosque da floresta (como em Moratelli *et al.* 2010).

Foi realizada uma Análise de Agrupamento (*Cluster*) (através do algoritmo UPGMA – *Unweighted pair-group average*) com o Coeficiente de Similaridade de Jaccard para comparar as 15 assembleias de morcegos utilizadas no presente estudo. Para essa Análise de Agrupamento foi utilizada uma matriz binária com a presença ou ausência de espécies por área estudada (Anexo 1). Na Análise de Agrupamento foram feitas 100 re-amostragens (*Bootstrapping*) no sentido de verificar quanto cada ramo do dendrograma é suportado. Para testar se há correlação entre similaridade (Similaridade de Jaccard) e distância das assembleias foram obtidas as distâncias (em km) em linha reta entre cada par de localidades amostradas com a ferramenta de régua no *software* Google Maps[®]. Foram obtidos também o valor do Coeficiente de Similaridade de

Jaccard para riqueza de espécies de morcegos entre cada par das 15 localidades amostradas. Foi realizado o teste de Correlação de Pearson entre as distâncias (em km) de cada par de localidades amostradas e o valor de Coeficiente de Similaridade de Jaccard de cada mesmo par de localidades. Quando a correlação foi significativa (análise anterior) procedeu-se uma análise de Regressão (através do algoritmo RMA – *Reduced Major Axis*) afim de se verificar quanto da similaridade da fauna pode ser explicada pela distância entre as áreas. Todas as análises foram feitas no *software* PAST[®] versão 2.14 (Hammer 2012) adotando-se o nível de significância $p < 0,05$.

RESULTADOS

Foram obtidas 337 capturas (excluindo-se 12 recapturas) que representaram 33 espécies, 25 gêneros e 6 famílias (Tabela 1). A riqueza total do MTP foi estimada em $36,6 \pm 9,9$ espécies pelo estimador Jackknife2. Isso indica que o esforço realizado amostrou pelo menos 71% da riqueza estimada (no pior cenário).

As espécies com maior abundância relativa na amostragem geral foram: *Carollia perspicillata* (25,8%), *Pteronotus parnellii* (13,4%) e *Phyllostomus hastatus* (11,3%), as demais espécies foram representadas por menos que 10% dos indivíduos capturados. Doze espécies foram consideradas Comuns, seis espécies Intermediárias e 16 espécies Raras na região do MTP. O grupo funcional com o maior número de espécies foi de morcegos Frugívoros contando com dez espécies, seguido pelos Insetívoros aéreos e os Catadores animalívoros com oito espécies cada. Os morcegos Nectarívoros e Onívoros foram representados por apenas três espécies cada, enquanto os Hematófagos foram representados por apenas uma espécie (Tabela 1).

A Análise de Agrupamento mostrou os seguintes agrupamentos geográficos e bem suportados: (1) as assembleias do Escudo Guiano; (2) as assembleias da Amazônia Ocidental; (3) as assembleias da Amazônia Central e (4) as assembleias do estado do Amapá (PNMT e FLAM) (Figura 2). A comunidade de morcegos do MTP foi mais similar às registradas no FLAM (44,7%), no PNMT (44%), no XIN (42,8%) e no ARA (42,4%) (Tabela 2). A correlação entre a similaridade da fauna de morcegos e as respectivas distâncias entre áreas foi corroborada para as assembleias de morcegos da Amazônia, sendo encontrada uma correlação negativa ($r = -0,22$; $p = 0,014$). A similaridade da fauna de morcegos das 15 áreas da Amazônia pôde ser explicada em apenas 6% pelas distâncias entre áreas ($r^2 = 0,0622$; $F = -2,48$; $p = 0,0133$) (Figura 3).

Tabela 1. Espécies registradas na região do Médio Teles Pires, Mato Grosso seguidas de seus respectivos Grupos Funcionais (= GF), Abundâncias (= AB), Abundâncias Relativas (= AR) e Constância (= CON) das espécies.

Taxa (Espécie, Família, Subfamília)	GF	AB	AR (%)	CON
Família Emballonuridae				
<i>Rhynchonycteris naso</i> (Wied-Neuwied, 1820)	IA	3	0,9	Intermediária
Família Phyllostomidae				
Subfamília Phyllostominae				
<i>Chrotopterus auritus</i> (Peters, 1856)	CA	1	0,3	Rara
<i>Glyphoncteris sylvestris</i> Thomas, 1896	CA	1	0,3	Rara
<i>Lamproncteris brachyotis</i> (Dobson, 1879)	CA	1	0,3	Rara
<i>Lophostoma brasiliense</i> Peters, 1866	CA	1	0,3	Rara
<i>Phylloderma stenops</i> Peters, 1865	ONI	1	0,3	Rara
<i>Phyllostomus discolor</i> Wagner, 1843	ONI	5	1,5	Comum
<i>Phyllostomus elongatus</i> (É. Geoffroy, 1810)	CA	9	2,7	Comum
<i>Phyllostomus hastatus</i> (Pallas, 1767)	ONI	38	11,3	Comum
<i>Phyllostomus latifolius</i> (Thomas, 1901)	CA	2	0,6	Intermediária
<i>Trachops cirrhosus</i> (Spix, 1823)	CA	2	0,6	Intermediária
<i>Trinycteris nicefori</i> (Sanborn, 1949)	CA	1	0,3	Rara
Subfamília Glossophaginae				
<i>Glossophaga soricina</i> (Pallas, 1766)	NEC	1	0,3	Rara
<i>Lionycteris spurrelli</i> Thomas, 1913	NEC	2	0,6	Rara
<i>Lonchophylla thomasi</i> J.A. Allen, 1904	NEC	1	0,3	Rara
Subfamília Desmodontinae				
<i>Desmodus rotundus</i> (É. Geoffroy, 1810)	HEM	2	0,6	Rara
Subfamília Carolliinae				
<i>Carollia perspicillata</i> (Linnaeus, 1758)	FRU	87	25,8	Comum
<i>Rhinophylla pumilio</i> Peters, 1865	FRU	26	7,7	Comum
Subfamília Stenodermatinae				
<i>Artibeus</i> (A.) <i>lituratus</i> (Olfers, 1818)	FRU	15	4,5	Comum
<i>Artibeus</i> (A.) <i>obscurus</i> (Schinz, 1821)	FRU	30	8,9	Comum
<i>Artibeus</i> (A.) <i>planirostris</i> Spix, 1823	FRU	22	6,5	Comum
<i>Artibeus</i> (D.) <i>gnomus</i> (Handley, 1987)	FRU	11	3,3	Comum
<i>Mesophylla macconnelli</i> Thomas, 1901	FRU	1	0,3	Rara
<i>Platyrrhinus fusciventris</i> Velazco, Gardner & Patterson, 2010	FRU	2	0,6	Intermediária
<i>Uroderma bilobatum</i> Peters, 1866	FRU	12	3,6	Comum
<i>Vampyressa thuyone</i> Thomas, 1809	FRU	3	0,9	Intermediária
Família Mormoopidae				
<i>Pteronotus parnellii</i> (Gray, 1843)	IA	45	13,4	Comum
<i>Pteronotus personatus</i> (Wagner, 1843)	IA	1	0,3	Rara
Família Noctilionidae				
<i>Noctilio albiventris</i> Desmarest, 1818	IA	2	0,6	Rara
Família Molossidae				
<i>Molossus molossus</i> (Pallas, 1766)	IA	1	0,3	Rara
<i>Molossus rufus</i> É. Geoffroy, 1805	IA	2	0,6	Rara
Família Vespertilionidae				
<i>Myotis nigricans</i> (Schinz, 1821)	IA	4	1,2	Intermediária
<i>Myotis riparius</i> Handley, 1960	IA	2	0,6	Rara

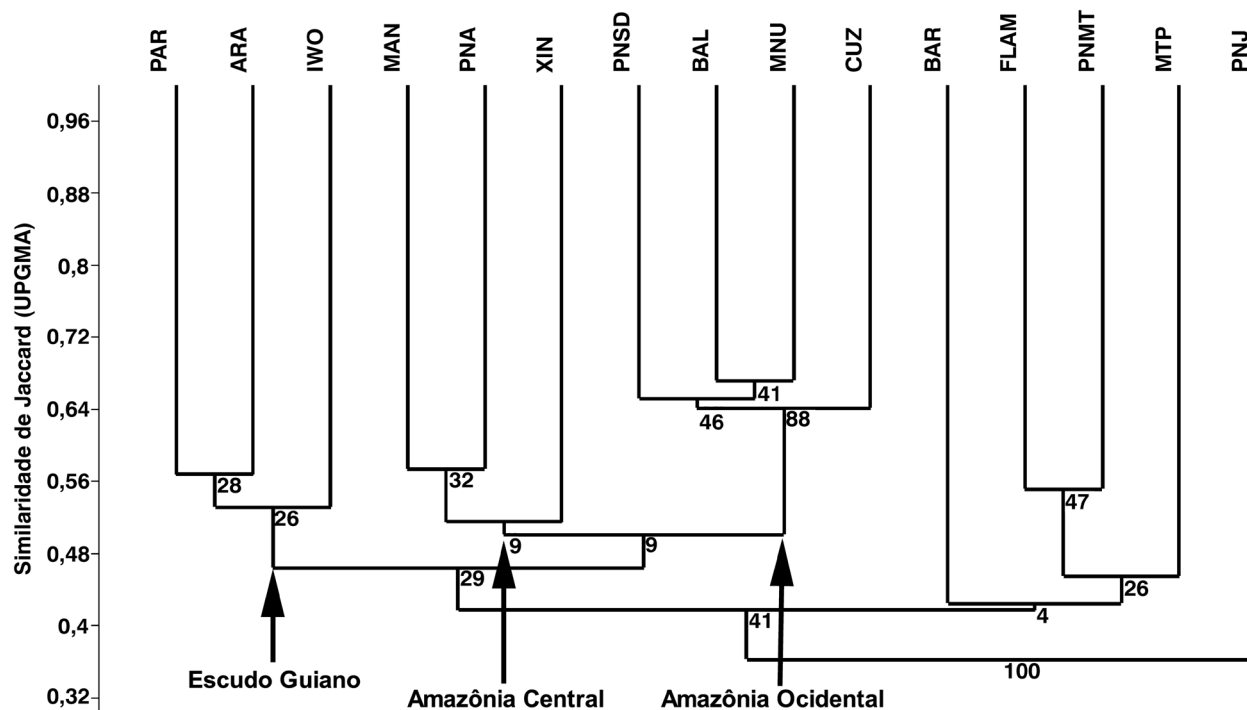


Figura 2. Análise de Agrupamento (UPGMA) através do Índice de Similaridade de Jaccard entre as seguintes assembleias de morcegos da Amazônia: IWO = Iwokrama Forest, Guiana; PAR = Paracou, Guiana Francesa; ARA = Baixo Arataye, Guiana Francesa; FLAM = Floresta Nacional do Amapá, Amapá, Brasil; PNMT = Parque Nacional das Montanhas do Tumucumaque, Amapá, Brasil; BAR = Barcelos e Santa Isabel do Rio Negro; PNJ = Parque Nacional do Jaú, Amazonas, Brasil; MAN = Manaus, Amazonas, Brasil; XIN = Baixo Xingú, Pará, Brasil; PNA = Parque Nacional da Amazônia, Amazonas/Pará, Brasil; PNSD = Parque Nacional da Serra do Divisor, Acre, Brasil; BAL = Balta, Ucayali, Peru; MNU = Parque Nacional de Manu, Madre de Dios, Peru; CUZ = Reserva Cuzco Amazônico, Madre de Dios, Peru e MTP = Médio Teles Pires, Mato Grosso, Brasil.

Tabela 2. Valores de Similaridade do Coeficiente de Jaccard entre as 15 áreas e as distâncias entre cada par de localidades. Na diagonal superior da tabela seguem as distâncias em quilômetros. Na diagonal inferior da tabela seguem os valores do Coeficiente de Similaridade de Jaccard entre cada par de localidades.

	IWO	PAR	ARA	FLAM	PNMT	BAR	PNJ	MAN	XIN	PNA	PNSD	BAL	MNU	CUZ	MTP
IWO	-	663	703	949	585	838	895	945	1261	1057	2221	2191	2351	2280	1836
PAR	0,5631	-	140	510	395	1372	1345	1218	989	1073	2728	2647	2787	2661	1825
ARA	0,4905	0,5625	-	368	301	1336	1295	1132	847	954	2673	2582	2717	2580	1691
FLAM	0,3333	0,3943	0,4117	-	370	1377	1283	1029	495	731	2611	2488	2598	2435	1383
PNMT	0,36	0,5147	0,4925	0,5416	-	1066	1004	826	706	684	2378	2281	2416	2277	1455
BAR	0,32	0,4142	0,4117	0,4285	0,423	-	201	532	1383	937	1384	1353	1521	1465	1488
PNJ	0,28	0,338	0,3333	0,3469	0,3207	0,4042	-	344	1227	764	1383	1312	1465	1377	1285
MAN	0,4653	0,5131	0,4933	0,4333	0,4062	0,4576	0,3666	-	902	425	1582	1462	1586	1448	985
XIN	0,4117	0,5	0,4794	0,3898	0,5087	0,4137	0,3928	0,4848	-	481	2411	2247	2328	2131	915
PNA	0,466	0,5526	0,5131	0,4127	0,5	0,4127	0,3934	0,5671	0,5303	-	1944	1793	1889	1712	795
PNSD	0,4056	0,45	0,4675	0,4745	0,4	0,4032	0,3606	0,4507	0,523	0,4722	-	249	387	603	1914
BAL	0,4434	0,4634	0,4625	0,4	0,397	0,4	0,3809	0,5507	0,4927	0,4864	0,6363	-	195	357	1696
MNU	0,4054	0,4642	0,4634	0,4029	0,4411	0,4242	0,3043	0,4666	0,4929	0,5066	0,6567	0,6666	-	263	1706
CUZ	0,3333	0,4266	0,4246	0,4717	0,4137	0,4181	0,3703	0,4920	0,4754	0,5156	0,6379	0,6229	0,6451	-	1459
MTP	0,3131	0,3857	0,4242	0,4468	0,44	0,3877	0,3333	0,3333	0,4285	0,4032	0,3492	0,3283	0,3333	0,3818	-

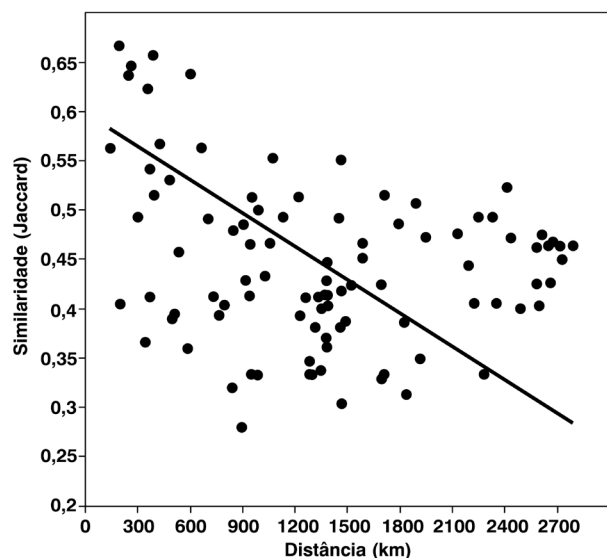


Figura 3. Correlação (correlação negativa e regressão) entre a similaridade (Jaccard) das 15 assembleias de morcegos amostradas na Amazônia e as respectivas distâncias geográficas (km) entre essas mesmas áreas.

DISCUSSÃO

A riqueza de espécies amostrada representa 22,6% das espécies registradas para a Amazônia (Bernard *et al.* 2011; Paglia *et al.* 2012), 18% daquelas registradas para o Brasil (Paglia *et al.* 2012) e 13,2% das registradas para a América do Sul (Gardner 2008). A riqueza amostrada no presente trabalho foi similar às encontradas no PNJ ($S = 31$), em BAR ($S = 35$), na FLAM ($S = 35$) e PNMT ($S = 39$) e menor que nas demais áreas incluídas na presente análise (Anexo 1). Entretanto sabe-se que maiores esforços normalmente refletem-se em maiores riquezas (Stevens 2013). De fato, as áreas com maior riqueza de espécies foram aquelas com maiores esforços de amostragem (*e.g.* Voss e Emmons 1996; Simmons e Voss 1998).

O esforço amostral empregado no presente estudo permitiu amostrar aproximadamente 70% das espécies estimadas. Esta estimativa está abaixo daquela apontada por Simmons e Voss (1998), que sugerem que para uma área ser considerada suficientemente amostrada, 90% de sua riqueza estimada deve ser registrada. No que se refere ao número de capturas, este também ficou distante das 6.000 capturas sugeridas por Sampaio *et al.* (2003) para a boa amostragem de uma área na Amazônia. Dentro dessas perspectivas, poucas localidades podem atualmente ser consideradas amostradas suficientemente, o que demonstra a necessidade de novos e contínuos inventários na Amazônia.

Voss e Emmons (1996) estimaram que entre 90 e 110 espécies de morcegos podem coexistir em sintopia na Amazônia. Embora tenham sido registradas apenas 33 espécies neste estudo, é importante amostrar-se regiões pouco conhecidas mesmo que com esforços menores (*e.g.* Martins *et al.* 2006; Moratelli

et al. 2010) para que se possa aumentar o conhecimento sobre a quiropteroфаuna nestes locais e direcionar esforços conservacionistas, especialmente em áreas mal amostradas (Bernard *et al.* 2010; 2011; Martins *et al.* 2011).

Carollia perspicillata, assim como no presente trabalho, foi a espécie mais abundante na maioria das assembleias de morcegos estudadas na Amazônia (*e.g.* Reis e Peracchi 1987; Simmons e Voss 1998; Bernard 2001). *Rhinophylla pumilio*, *Phyllostomus hastatus* e *Pteronotus parnellii* também constam entre as espécies mais abundantes em várias localidades estudadas da Amazônia (*e.g.* Simmons e Voss 1998; Sampaio *et al.* 2003). Essas são espécies consideradas generalistas quanto ao hábitat em que vivem e também em relação aos hábitos alimentares (exceto *P. parnellii* que é insetívoro) (Herd 1983; Cloutier e Thomas 1992; Santos *et al.* 2003).

Dentre as espécies raras a maior parte correspondeu à subfamília Phyllostominae, que são reconhecidamente pouco capturáveis (Simmons e Voss 1998), e às vezes são consideradas bioindicadoras de qualidade ambiental (Fenton *et al.* 1992). Porém, muitas vezes espécies consideradas raras podem ser apenas pouco capturáveis (Velazco *et al.* 2011). Além disso, espécies raras (ou pouco capturáveis) não são as melhores opções quando trata-se de bioindicadores (Jones *et al.* 2009). De qualquer forma assembleias de morcegos monitoradas a médio e longo prazo podem funcionar como indicadores de qualidade ambiental (*e.g.* Willig *et al.* 2007; Klingbeil e Willig 2009; Jones *et al.* 2009). Porém, este não é um padrão geral e esse papel bioindicador deve ser visto com restrições (Cunha e Bernard 2012). Entre as ocorrências mais importantes destaca-se *Phyllostomus latifolius* que encontra atualmente no MTP seu limite sul de distribuição, sendo possível que essa espécie ocorra em toda a Amazônia (Miranda e Rubio 2011) e não apenas na porção norte da Amazônia como se acreditava anteriormente (*e.g.* Gardner 2008). Outras duas espécies de interesse são: *Trinectes nicefori* e *Platyrrhinus fusciventris*, cujas distribuições foram ampliadas com o presente estudo em aproximados 500 km para *T. nicefori* e 1000 km para *P. fusciventris* e atualmente encontram no MTP seu limite sul de distribuição (Gardner 2008; Velazco *et al.* 2010). Além dessas, o presente registro de *T. cirrhosus* é o segundo para o estado do Mato Grosso, sendo o primeiro registro no bioma Amazônia no estado (Souza *et al.* 2013).

Entre os grupos funcionais presentes no MTP, os morcegos frugívoros foram mais representados tanto em número de espécies quanto em número de indivíduos capturados. Esse padrão também foi registrado em outras comunidades de morcegos da Amazônia (Reis e Peracchi 1987; Bernard 2001) e possivelmente reflete a seletividade do método mais comumente empregado (redes de neblina armadas no sub-bosque) (Simmons e Voss 1998). Nos fragmentos florestais do BDFFP em Manaus, Sampaio *et al.* (2003) encontraram equivalência entre os Insetívoros aéreos, os Catadores

animalívoros e os Frugívoros com 19 espécies em cada grupo funcional. Insetívoros aéreos também foram bem representados no MTP, mesmo que possivelmente sub-amostrados pelas redes em sub-bosque. Os Insetívoros aéreos podem representar o maior grupo funcional em várias localidades, especialmente em áreas onde houve esforço de longo prazo e também onde foram feitos esforços com redes de neblina armadas no dossel da floresta (Simmons e Voss 1998). Os Nectarívoros, Onívoros e Hematófagos também tiveram suas riquezas de acordo com o que já foi registrado em outras localidades amazônicas (e.g. Reis e Peracchi 1987; Simmons e Voss 1998; Bernard 2001).

A correlação negativa entre similaridades e distâncias, embora significativa, pode explicar apenas 6% da similaridade de morcegos entre as áreas amostradas. De fato, na Análise de Agrupamento percebe-se agrupamentos que parecem responder às correlações espaciais: Amazônia Ocidental (BAL, MNU, PNSD e CUZ), Amazônia Central (MAN, PNA e XIN), Escudo Guiano (PAR, ARA e IWO) e as localidades do estado do Amapá (FLAM e PNMT). Por outro lado, a assembleia de morcegos do MTP não se agrupa às localidades mais próximas e seu baixo suporte da Análise de Agrupamento também reflete sua dissimilaridade com outras áreas. O ramo onde se agrupam BAR, MTP, PNMT e FLAM parece não responder à proximidade entre áreas mas sim a um agrupamento “metodológico”, sendo que essas áreas foram amostradas por menores esforços de campo e registrando menores riquezas (Martins *et al.* 2006; Moratelli *et al.* 2010; presente trabalho). Os agrupamentos também podem e devem estar refletindo outros fatores que não a proximidade geográfica, como fatores abióticos (temperatura, umidade, etc.) ou fatores biológicos (co-ocorrências, competição, fitofisionomia, etc.) não abordados na presente análise. Além disso, também é possível que a diferença (ou pouca similaridade) entre a assembleia do MTP e das outras localidades amostradas possa também refletir o relativo “isolamento” do MTP em relação às demais áreas, sendo o MTP a única área amostrada na região sul da Amazônia.

CONCLUSÃO

O presente estudo registrou 33 espécies de morcegos pertencentes a seis famílias com um esforço de campo que amostrou cerca de 71% da riqueza estimada. A importância desse trabalho é destacada por ser o primeiro estudo de morcegos para a região sul da Amazônia. Além disso, por se tratar de uma assembleia diferenciada dentro do contexto regionalizado da Amazônia, reforça-se a importância de estudos nessa região, além de incrementar os esforços de conservação no sul da Amazônia. Outros estudos poderão revelar como essa grande quantidade de espécies partilham o mesmo ambiente. Sugere-se que em futuras amostragens incluam-se redes de neblina no dossel e sub-dossel da floresta, bem como buscas por abrigos e detectores de ultra-som.

AGRADECIMENTOS

Agradecemos ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Tecnológico e Científico (CNPq) pelas bolsas de estudos de Marcelo B. G. Rubio e Fernando Carvalho. Agradecemos à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pelas bolsas de estudos de Luciana Zago e Itoberê P. Bernardi. Agradecemos também aos Biólogos Raphael E. F. Santos, Sérgio Lopes Oliveira e Rafael Luchesi Balestrin pelo apoio logístico durante as campanhas de campo.

BIBLIOGRAFIA CITADA

- Barnett, A.A.; Sampaio, E.M.; Kalko, E.K.V.; Shapley, R.L.; Fischer, E.; Camargo, G.; Rodríguez-Herrera, B. 2006. Bats of Jaú National Park, Central Amazonia, Brazil. *Acta Chiropterologica*, 8: 103-128.
- Bernard, E. 2001. Species list of bats (Mammalia, Chiroptera) of Santarém area, Pará State, Brazil. *Revista Brasileira de Zoologia*, 18: 455-463.
- Bernard, E.; Aguiar, L.M.S.; Machado, R.B. 2010. Discovering the Brazilian bat fauna: a task for two centuries? *Mammal Review*, 2010: 1-17.
- Bernard, E.; Tavares, V.; Sampaio, E. 2011. Compilação atualizada das espécies de morcegos (Chiroptera) para a Amazônia Brasileira. *Biota Neotropica*, 11: 1-12.
- Bianconi, G.V.; Straube, F.C. 2002. Sobre a grandeza e a unidade utilizada para estimar o esforço de captura com utilização de redes-de-neblina. *Chiroptera Neotropical*, 8: 150-152.
- Bianconi, G.V.; Mikich, S.B.; Pedro, W.A. 2004. Diversidade de morcegos (Mammalia, Chiroptera) em remanescentes florestais do município de Fênix, noroeste do Paraná, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*, 21: 943-954.
- Bush, M.B.; Oliveira, P.E. 2006. The rise and fall of the refugial Hypothesis of Amazonian Speciation: a paleo-ecological perspective. *Biota Neotropica*, 6: 1-20.
- Carvalho, F.; Fabián, M.E.; Menegheti, J.O. 2013. Vertical structure of an assemblage of bats (Mammalia: Chiroptera) in a fragment of Atlantic Forest in Southern Brazil. *Zoologia*, 30: 491-498.
- Cloutier, D.; Thomas, D.W. 1992. *Carollia perspicillata*. *Mammalian Species*, 417: 1-9.
- Cunto, G.C.; Bernard, E. 2012. Neotropical bats as indicators of environmental disturbance: what is the emerging message? *Acta Chiropterologica*, 14: 143-151.
- Fenton, M.B.; Acharya, L.; Audet, D.; Hickey, M.B.C.; Merriman, C.; Obrist, M.K.; Syme, D.M.; Adkins, B. 1992. Phyllostomid bats (Chiroptera: Phyllostomidae) as indicators of habitat disruption in the neotropics. *Biotropica*, 24 (3): 440-446, 1992.
- Gardner, A.L. 2008. *Mammals of South America. Volume 1. Marsupials, Xenarthrans, Schreus and Bats*. The University of Chicago Press, Londres and Chicago, 2008, 669p.
- Gualda-Barros, J.; Nascimento, F.O.; Amaral, M.K. 2012. A new species of *Callicebus* Thomas, 1903 (Primates, Pitheciidae) from the States of Mato Grosso and Pará, Brazil. *Papéis Avulsos de Zoologia*, 52: 261-279.

- Haffer, J. 1969. Speciation in Amazonian forest birds. *Science*, 165: 131-137.
- Haffer, J.; Prance, G.T. 2002. Impulsos climáticos da evolução na Amazônia durante o Cenozóico: sobre a teoria dos Refúgios da diferenciação biótica. *Estudos Avançados*, 16: 175-206.
- Hammer, Ø. 2012. *PAST: Paleontological Statistic. Version 2.14. Reference Manual*. Natural History Museum University of Oslo, Oslo, 2012, 225p.
- Herd, R.M. 1983. *Pteronotus parnellii*. *Mammalian species*, 209: 1-5.
- Hershkovitz, P. 1977. *Living New World monkeys (Platyrrhini)*. Vol. 1. University of Chicago Press, Chicago, 1977, 1132p.
- Heyer, W.R.; Coddington, J.A.; Kress, W.J.; Acevedo, P.; Cole, D.; Erwin, T.L. et al. 1999. Amazonian biotic data and conservation decisions. *Ciência e Cultura*, 51: 372-385.
- IBGE. 2002. *Mapa climático do Brasil*. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, Rio de Janeiro. (<http://mapas.ibge.gov.br/tematicos>). Acesso em: 23/04/2013.
- Jones, G.; Jacobs, D.S.; Kunz, T.H.; Willig, M.R.; Racey, P.A. 2009. Carpe noctem: the importance of bats as bioindicators. *Endangered Species Research*, 8: 93-115.
- Klingbeil, B.T.; Willig, M.R. 2009. Guild-specific responses of bats to landscape composition and configuration in fragmented Amazonian rainforest. *Journal of Applied Ecology*, 46: 203-2013.
- Kunz, T.H.; Pierson, E.D. 1994. Bats of the world: An introduction. In: Nowak, R.M. (Ed.). *Walker's Bats of the world*. The Johns Hopkins University Press, Baltimore, Maryland, p. 1-46.
- Lim, B.K.; Engstrom, M.D. 2001. Species diversity of bats (Mammalia; Chiroptera) in Iwokrama Forest, Guyana, and the Guianan subregion: implications for conservation. *Biodiversity and Conservation*, 10: 613-657.
- Magurran, A.E. 2011. *Medindo a diversidade biológica*. Editora UFPR, Curitiba, 2011, 261p.
- Martins, A.C.; Bernard, E.; Gregorin, R. 2006. Inventários rápidos de morcegos (Mammalia, Chiroptera) em três unidades de conservação do Amapá, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*, 23: 1175-1184.
- Martins, A.C.; Bernard, E.; Gregorin, R.; Silva, W.A.S. 2011. Filling data gaps on the diversity and distribution of Amazonian bats (Chiroptera): The case of Amapá, easternmost Brazil. *Zoologia*, 28: 177-185.
- Miranda, J.M.D.; Rubio, M.B.G. 2011. Ampliação da distribuição de *Phyllostomus latifolius* (Thomas, 1901) para o sul da Amazônia, Mato Grosso, Brasil (Chiroptera: Phyllostomidae). *Chiroptera Neotropical*, 17: 1013-1016.
- Moratelli, R.; Dias, D.; Bonvicino, C.R. 2010. Estrutura e análise zoogeográfica de uma taxocenose de morcegos no norte do Estado do Amazonas, Brasil. *Chiroptera Neotropical*, 16: 661-671.
- Nogueira, M.R.; Pol, A.; Peracchi, A.L. 1999. New records of bats from Brazil with a list of additional species for the chiropteran fauna of the state of Acre, western Amazon basin. *Mammalia*, 63: 363-368.
- Paglia, A.P.; Fonseca, G.A.B.; Rylands, A. B.; Herrmann, G.; Aguiar, L. M. S.; Chiarello, A. G. et al. 2012. Lista anotada dos mamíferos do Brasil - 2ª Edição. *Occasional Papers in Conservation Biology*, 6: 1-76.
- Passos, F.C.; Silva, W.R.; Pedro, W.A.; Bonin, M. 2003. Frugivoria em morcegos (Mammalia, Chiroptera) no Parque Estadual Intervales, sudeste do Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*, 20: 511-517.
- Reis, N.R.; Peracchi, A.L. 1987. Quirópteros da região de Manaus, Amazonas, Brasil (Mammalia, Chiroptera). *Boletim do Museu Paraense Emilio Goeldi. Série Zoologia*, 3: 161-182.
- Reis, N.R.; Peracchi, A.L.; Pedro, W.A.; Lima, I.P. 2007. *Morcegos do Brasil*. Nélío R. dos Reis, Londrina, 2007, 253p.
- Rosenzweig, M.L.; Sandlin, E.A. 1997. Species diversity and attitudes: listening to area's signal. *Oikos*, 80: 172-176.
- Sampaio, E.M.; Kalko, E.K.V.; Bernard, E.; Rodríguez-Herrera, B.; Handley Jr., C.O. 2003. A biodiversity assessment of bats (Chiroptera) in a tropical lowland rainforest of Central Amazônia, including methodological and conservation considerations. *Studies on Neotropical Fauna and Environment*, 38: 17-31.
- Santos, M.; Aguirre, L.F.; Vázquez, L.B.; Ortega, J. 2003. *Pyllostomus hastatus*. *Mammalian Species*, 722: 1-6.
- Sikes, R.S.; Gannon, W.L.; The Animal Care and Use Committee of the American Society of Mammalogists. 2011. Guidelines of the American Society of Mammalogists for the use of wild mammals in research. *Journal of Mammalogy*, 92: 235-253.
- Simmons, N.B.; Voss, R.S. 1998. The mammals of Paracou, French Guiana: a neotropical lowland rainforest fauna part 1. Bats. *Bulletin of the American Museum of Natural History*, 237: 1-279.
- Souza, R.F.; Tenório, R.C.C.O.; Faria, K.C. 2013. First Record of *Trachops cirrhosus* (Spix, 1823) (Chiroptera: Phyllostomidae) for the state of Mato Grosso, Central-West region, Brazil. *CheckList*, 9: 1527-1529.
- Stevens, R.D. 2013. Gradients of bat diversity in Atlantic Forest of South America: environmental seasonality, sampling effort and spatial autocorrelation. *Biotropica*, 45: 764-770.
- van Roosmalen, M.G.M.; van Roosmalen, T.; Mittermeier, R.A. 2002. A taxonomic review of the titi monkeys, genus *Callicebus* Thomas, 1903, with the description of two new species, *Callicebus bernhardi* and *Callicebus stephennashi*, from Brazilian Amazonia. *Neotropical Primates*, 10: 1-52.
- Vanzolini, P.E. 1992. Paleoclimas e especiação em animais da América do Sul tropical. *Estudos Avançados*, 6: 41-65.
- Velazco, P.M.; Gardner, A.L.; Patterson, B.D. 2010. Systematic of the *Platyrrhinus helleri* species complex (Chiroptera; Phyllostomidae), with descriptions of two new species. *Zoological Journal of the Linnean Society*, 159: 786-812.
- Velazco, P.M.; Pacheco, V.; Meschede, A. 2011. First occurrence of the rare emballonurid bat *Cyttarops alecto* (Thomas, 1913) in Peru – only hard to find or truly rare? *Mammalian Biology*, 76: 373-376.
- Voss, R.S.; Emmons, L.H. 1996. Mammalian diversity in neotropical lowland rainforests: a preliminary assessment. *Bulletin of American Museum of Natural History*, 230: 1-115.
- Willig, M.R.; Presley, S.J.; Bloch, C.P.; Hice, C.L.; Yanoviak, S.P.; Díaz, M.M. et al. 2007. Bats of lowland Amazonia: Effects of habitat alteration on abundance. *Biotropica*, 39: 737-746.

Recebido em 10/02/2014

Aceito em 03/07/2014

APÊNDICE

ANEXO 1

Espécies de morcegos registradas em sub-bosque em 15 localidades amostradas na Amazônia e utilizadas nas análises de similaridade e auto-correlação espacial de morcegos da Amazônia: IWO = Iwokrama Forest, Guiana; PAR = Paracou, Guiana Francesa; ARA = Baixo Arataye, Guiana Francesa; FLAM = Floresta Nacional do Amapá, Amapá, Brasil; PNMT

= Parque Nacional das Montanhas do Tumucumaque, Amapá, Brasil; BAR = Barcelos e Santa Isabel do Rio Negro; PNJ = Parque Nacional do Jaú, Amazonas, Brasil; MAN = Manaus, Amazonas, Brasil; XIN = Baixo Xingú, Pará, Brasil; PNA = Parque Nacional da Amazônia, Amazonas/Pará, Brasil; PNSD = Parque Nacional da Serra do Divisor, Acre, Brasil; BAL = Balta, Ucayali, Peru; MNU = Parque Nacional de Manu, Madre de Dios, Peru; CUZ = Reserva Cuzco Amazônico, Madre de Dios, Peru e MTP = Médio Teles Pires, Mato Grosso, Brasil.

Espécie	IWO	PAR	ARA	FLAM	PNMT	BAR	PNJ	MAN	XIN	PNA	PNSD	BAL	MNU	CUZ	MTP
<i>Ametrida centurio</i>	1	1	1	0	0	1	1	1	0	1	0	0	0	0	0
<i>Anoura caudifer</i>	1	1	1	0	1	0	0	1	1	0	1	1	1	0	0
<i>Anoura geoffroyi</i>	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
<i>Anoura latidens</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Artibeus amplus</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Artibeus cinereus</i>	1	1	0	1	1	1	1	1	1	1	0	1	1	1	0
<i>Artibeus concolor</i>	1	1	1	0	1	0	1	1	1	1	0	1	0	0	0
<i>Artibeus glaucus</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
<i>Artibeus gnomus</i>	1	1	1	0	1	1	0	0	1	0	0	0	1	0	1
<i>Artibeus lituratus</i>	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>Artibeus obscurus</i>	1	1	1	1	1	1	1	0	1	1	1	1	0	1	1
<i>Artibeus planirostris</i>	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>Carollia brevicauda</i>	1	0	1	1	1	0	1	1	0	1	1	1	1	1	0
<i>Carollia castanea</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1	1	0
<i>Carollia perspicillata</i>	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>Centronycteris maximiliani</i>	1	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Chiroderma salvini</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
<i>Chiroderma trinitatum</i>	1	1	1	1	0	1	0	1	0	0	1	1	1	0	0
<i>Chiroderma villosum</i>	1	1	1	0	1	0	0	0	1	1	1	1	1	1	0
<i>Choeroniscus minor</i>	1	1	1	0	1	0	0	1	1	1	1	1	1	1	0
<i>Chrotopterus auritus</i>	1	1	1	1	1	1	0	0	1	1	1	0	1	1	1
<i>Cormura brevirostris</i>	1	1	1	0	0	1	1	1	0	1	0	0	0	0	0
<i>Cynomops abrasus</i>	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0
<i>Cynomops greenhalli</i>	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cynomops parvus</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
<i>Cynomops planirostris</i>	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Dermanura anderseni</i>	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	1	1	1	0
<i>Desmodus rotundus</i>	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>Diameus youngi</i>	1	1	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Diclidurus albus</i>	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Diclidurus ingens</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Diclidurus isabelus</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Diclidurus scutatus</i>	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

ANEXO 1. Continuação

Espécie	IWO	PAR	ARA	FLAM	PNMT	BAR	PNJ	MAN	XIN	PNA	PNSD	BAL	MNU	CUZ	MTP
<i>Diphylla ecaudata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	1	0	0
<i>Eptesicus brasiliensis</i>	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0
<i>Eptesicus chiriquinus</i>	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Eptesicus furinalis</i>	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
<i>Eumops auripendulus</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Eumops cf. bonariensis</i>	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Eumops hansae</i>	1	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Eumops trumbuli</i>	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Eumops perotis</i>	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Furipterus horrens</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0
<i>Glossophaga comissarisi</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
<i>Glossophaga longirostris</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Glossophaga soricina</i>	1	1	1	1	0	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>Glyphoncteris sylvestris</i>	1	1	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1
<i>Glyphoncteris daviesi</i>	1	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
<i>Lamproncteris brachyotis</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1
<i>Lasiurus atratus</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Lasiurus blossevillii</i>	1	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0
<i>Lasiurus ega</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1	1	0
<i>Lichonycteris degener</i>	0	1	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0
<i>Lionycteris spurrelli</i>	1	0	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Lonchophylla thomasi</i>	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>Lonchorrhina aurita</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Lonchorrhina marinkellei</i>	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Lophostoma brasiliense</i>	1	1	0	0	1	0	0	0	1	1	0	1	1	0	1
<i>Lophostoma carrikieri</i>	1	1	0	0	0	0	1	0	0	1	0	1	0	0	0
<i>Lophostoma schulzi</i>	1	1	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Lophostoma silviculum</i>	1	1	1	1	1	1	0	1	1	1	1	1	1	1	0
<i>Macrophyllum macrophyllum</i>	1	0	1	0	0	1	1	1	1	1	1	1	1	0	0
<i>Mesophylla macconnellii</i>	1	1	1	0	0	0	1	1	1	0	1	1	1	1	1
<i>Micronycteris brosetti</i>	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Micronycteris hirsuta</i>	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Micronycteris homezi</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Micronycteris megalotis</i>	1	1	1	0	0	0	0	1	1	1	1	1	1	1	0
<i>Micronycteris microtis</i>	1	1	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Micronycteris minuta</i>	1	1	0	1	0	0	0	0	0	1	1	0	1	1	0
<i>Micronycteris schmidtorum</i>	0	1	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0
<i>Mimon bennettii</i>	1	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Mimon crenulatum</i>	1	1	1	1	1	1	0	1	0	1	0	1	1	1	0
<i>Molossops neglectus</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

ANEXO 1. Continuação

Espécie	IWO	PAR	ARA	FLAM	PNMT	BAR	PNJ	MAN	XIN	PNA	PNSD	BAL	MNU	CUZ	MTP
<i>Molossus barnesi</i>	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Molossus molossus</i>	1	1	1	1	0	1	1	1	0	0	1	1	1	1	1
<i>Molossus pretiosus</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Molossus rufus</i>	1	1	1	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	1
<i>Myotis albescens</i>	1	0	0	1	0	1	0	1	1	0	1	1	1	1	0
<i>Myotis nigricans</i>	1	1	1	0	0	0	0	1	0	1	0	1	1	1	1
<i>Myotis riparius</i>	1	1	1	0	1	1	0	0	1	0	1	1	1	1	1
<i>Myotis simus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0
<i>Neoplantomys mattogrossensis</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
<i>Noctilio albiventris</i>	1	1	0	0	0	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>Noctilio leporinus</i>	1	1	0	0	1	1	0	1	0	0	0	0	1	0	0
<i>Nyctinomops laticaudatus</i>	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0
<i>Nyctinomops macrotis</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Peropteryx kappleri</i>	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Peropteryx leucoptera</i>	1	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	1	0
<i>Peropteryx macrotis</i>	1	0	1	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0
<i>Phylloderma stenops</i>	1	1	1	0	1	1	0	0	0	1	0	0	1	0	1
<i>Phyllostomus discolor</i>	1	1	1	1	1	0	0	1	1	1	1	0	0	0	1
<i>Phyllostomus elongatus</i>	1	1	1	1	1	0	1	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>Phyllostomus hastatus</i>	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>Phyllostomus latifolius</i>	1	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Platyrrhinus aurarius</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Platyrrhinus brachycephalus</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1	0	0
<i>Platyrrhinus cf. helleri</i>	1	1	1	1	1	1	0	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>Platyrrhinus infuscus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1	1	0
<i>Platyrrhinus lineatus</i>	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Promops centralis</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Pteronotus gymnotus</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pteronotus parnellii</i>	1	1	1	1	1	0	0	1	1	1	0	0	0	0	1
<i>Pteronotus personatus</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1
<i>Rhinophylla fisherae</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1	0	0	0	0
<i>Rhinophylla pumilio</i>	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>Rhogeessa io</i>	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Rhynchonycteris naso</i>	1	0	0	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>Saccopteryx canescens</i>	1	0	0	0	0	0	1	0	1	1	0	0	0	0	0
<i>Saccopteryx gymnura</i>	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Saccopteryx leptura</i>	1	1	1	0	0	1	0	1	1	1	1	1	1	1	0
<i>Saccopeteryx bilineata</i>	1	1	1	0	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0
<i>Sphaeronycteris toxophyllum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
<i>Sturnira lilium</i>	1	1	1	0	0	0	0	1	1	1	1	1	1	1	0

ANEXO 1. Continuação

Espécie	IWO	PAR	ARA	FLAM	PNMT	BAR	PNJ	MAN	XIN	PNA	PNSD	BAL	MNU	CUZ	MTP
<i>Sturnira magna</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Sturnira tilda</i>	1	1	1	1	1	0	1	0	1	1	1	1	1	1	0
<i>Tonatia saurophila</i>	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0	0
<i>Trachops cirrhosus</i>	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>Trinycteris nicefori</i>	1	1	1	1	1	1	0	1	1	1	1	1	0	0	1
<i>Tyroptera tricolor</i>	1	1	1	0	0	1	0	1	0	1	1	1	1	1	0
<i>Uroderma bilobatum</i>	1	1	1	1	1	0	0	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>Uroderma magnirostrum</i>	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1	0	1	1	1	0
<i>Vampyressa melissa</i>	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Vampyressa thuyone</i>	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	1	1	1	1	1
<i>Vampyriscus bidens</i>	1	0	1	0	0	0	0	0	0	1	1	1	1	0	0
<i>Vampyriscus brocki</i>	1	1	1	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0
<i>Vampyrodes caraccioli</i>	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	1	1	0	0
<i>Vampyrum spectrum</i>	1	1	1	1	1	0	0	1	0	1	1	0	1	1	0
Riqueza (S)	97	64	61	35	39	35	31	51	47	54	52	56	59	43	33

CAPÍTULO 4

**BATS FROM TWO SITES OF THE PARANÁ STATE COASTAL AREA,
SOUTHERN BRAZIL**

**MARCELO BURIGO GUIMARÃES RUBIO, LUIZ HENRIQUE
VARZINCZAK, ITIBERÊ PIAIA BERNARDI, FERNANDO DE CAMARGO
PASSOS & JOÃO MARCELO DELIBERADOR MIRANDA**

Bats from two sites of the Paraná State coastal area, southern Brazil

Marcelo Burigo Guimarães Rubio^{1,2,*}, Luiz Henrique Varzinczak¹, Itiberê Piaia Bernardi^{1,3}, Fernando de Camargo Passos^{1,2,3} & João Marcelo Deliberador Miranda^{1,2,4}

¹ Laboratório de Biodiversidade, Conservação e Ecologia de Animais Silvestres, Departamento de Zoologia, Universidade Federal do Paraná. Rua Cel. Francisco H. dos Santos, 210, Jardim das Américas, Curitiba, Brazil. CEP: 81.531-980.

² Programa de Pós-Graduação em Zoologia, Universidade Federal do Paraná. Rua Cel. Francisco H. dos Santos, 210, Jardim das Américas, Curitiba, Brazil. CEP: 81.531-980.

³ Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação, Universidade Federal do Paraná. Rua Cel. Francisco H. dos Santos, 210, Jardim das Américas, Curitiba, Brazil. CEP: 81.531-990.

⁴ Universidade Estadual do Centro-Oeste, Departamento de Biologia. Rua Simeão Camargo V. de Sá, 03, Vila Carli, Guarapuava, Brazil. CEP: 85.040-080.

* Corresponding author: marcelobrubio@hotmail.com

ARTICLE

Manuscript history:

Submitted in 22/Apr/2014

Accepted in 21/Oct/2014

Available on line in 24/Oct/2014

Section editor: Carlos Eduardo L. Esberárd

Abstract. The goals of this study were to survey the bat fauna in two localities of the Paraná State coastal area, the Floresta Estadual do Palmito (FEP) and the Reserva Bicudinho-do-brejo (REB), located at the Paranaguá and Guaratuba municipalities, respectively. Bats were captured using mist nets set up at ground level and also manually captured inside a roost. At the FEP we had 181 capture events of 19 species, with *Artibeus lituratus* as the most abundant taxon, with 89 captures. At the REB we had 130 capture events of 13 species, with *Artibeus obscurus* and *A. lituratus* as the most abundant taxa, with 34 and 32 captures, respectively. The estimated richness (Chao 1) for the FEP was 26 ± 5.92 and for the REB was 17.47 ± 7.14 species. Our efforts have registered species that had few records for the area, including a recently described species. We suggest that bat surveys at Paraná State coastal region are not redundant, and are important to the better knowledge of species distribution.

Keywords: Atlantic Rainforest; species richness; inventory.

All Chiroptera Neotropical content can be freely accessed at <http://chiropteraneotropical.net>. ISSN 2317-6105 (online)

Introduction

The Brazilian Atlantic Forest was one of the largest tropical forests of the continent. Today it has an estimated remaining area of 12.5% of its original one (SOS Mata Atlântica & INPE 2013), and it figures amongst the 25 most important hotspots for biological conservation (Myers et al. 2000). Of the 701 mammal species known to Brazil, 298 are found at the Atlantic Forest and 30% of them are endemic, making it the second Brazilian biome in terms of mammalian diversity (Paglia et al. 2012). Even though none of the Brazilian biomes have their bat fauna well surveyed (Bernard et al. 2010), the Atlantic Forest has at least 116 chiropterans species (Gregorin et al. 2011; Paglia et al. 2012; Nogueira et al. 2012; Dias et al. 2013), representing 65% of the 178 bat species recorded so far to Brazil (Nogueira et al. 2014).

Miretzki (2003) pointed out that, amongst the Brazilian Atlantic Forest formations found in the

Paraná State, the moist forests (=Mata Atlântica stricto sensu) that occurs in the coastal areas, had the least number of species, only 33, and classified that region as a low priority area for bat inventories. However, recent studies conducted in sites at the Paraná coastal region have found new records of bat species (Scultori et al. 2009a,b,c; Passos et al. 2010; Carvalho et al. 2014), suggesting that the region has a deficiency in bat surveys. Until the present date, 69 bat species are known to occur in the Paraná State (Bianconi et al. 2009; Scultori 2009; Scultori et al. 2009a,b,c; Passos et al. 2010; Moratelli et al. 2011; Carvalho et al. 2014), and 45 in its coastal region (Miretzki 2003; Scultori 2009; Scultori et al. 2009a,b,c; Kaku-Oliveira 2010; Carvalho et al. 2014).

Even with the increasing efforts on bats surveys, the knowledge of the Brazilian bat fauna composition and its distribution, is still heterogeneous and fragmented (Bernard et al. 2010). New studies in areas that were not

surveyed, as well as long term studies regarding bat fauna, are important for understanding the group biology and proposing conservation policies when necessary. The goals of this study were to determine the bat fauna from two sites of the Paraná State coastal area, the Floresta Estadual do Palmito and the Reserva Bicudinho-do-brejo, located at the Paranaguá and Guaratuba municipalities, respectively.

Material and Methods

Research was conducted in two sites of the Paraná State coastal region (Fig. 1). The Floresta Estadual do Palmito (25°35'S, 48°33'W) (FEP) is a conservation area maintained by the Instituto Ambiental do Paraná (IAP). It is located in the Paranaguá municipality and comprises an area of 530 hectares, dominated by the lowland moist forests, with areas also covered by restinga and mangroves (Carrano 2006). The Reserva Bicudinho-do-brejo (25°45'S, 48°43'W) (REB) is a private reserve located in the Guaratuba municipality, inside of the Área de Proteção Ambiental de Guaratuba (APA de Guaratuba). It has an area of 28 hectares, covered by marshes, flooded woodland, submontane moist forests in early stages of succession and altered landscapes covered by grasses, shrubs and ferns. The sites are 25km distant from each other, and between them lies the Serra da Prata mountain range (Saint Hillaire-Lange National Park). In both sites the surveyed locations elevation ranged from 3m to 30m above sea level. Following the Köppen's classification, the climate in both areas is *Cfa*, or humid subtropical (Alvares et al. 2014).

A total of 59 surveyed nights were conducted, resulting in a 63 000 m².h mist net effort (Straube & Bianconi 2002). A preliminary survey was conducted at the FEP in July 2011. For four nights, ten mist nets (black nylon, 6m wide, 2.5m high, 25mm mesh) were placed at ground level in

trails at the lowland forest area. Mist nets were set up at dusk and were kept open for six hours, comprising a 3600 m².h mist net effort. Roosts in buildings were also visited and bats were manually captured.

A standardized set of surveys were performed from November 2012 to July 2013. Five surveys were conducted in both sites, on alternate months. Each survey consisted from four to six sampled nights. Between 9 and 12 mist nets (black nylon, 6m wide, 2.5m high, 25mm mesh) were placed at ground level along trails, roads and among the vegetation, being set up at dusk and kept open for six hours. The exceptions were a few nights when they were kept open during all night, an attempt to compensate the efforts lost on the missing days per survey. A mist net effort of 30 600 m².h was performed at the FEP surveys and 28 800 m².h at the REB ones. In the FEP, areas covered by lowland moist forests and restinga were surveyed, while in the REB the survey was done in areas covered by flooded woodland, submontane moist forests and altered sites.

Mist nets were checked from every thirty minutes to one hour. Captured bats were identified following Gardner (2008) and Miranda et al. (2011). Bats were categorized into guilds following Kalko et al. (1996). The majority of individuals were marked with aluminum bands, that had the inscription UFPRZOO and a sequential numbering, and were later released. Voucher specimens (Appendix) were euthanised, fixed in formalin 10%, preserved in alcohol 70% and deposited at the Coleção Científica de Mastozoologia located at the Departamento de Zoologia of the Universidade Federal do Paraná, Curitiba, Brazil. All capture, handling and care of the individuals followed the guidelines of the American Society of Mammalogists (Sikes et al. 2011).

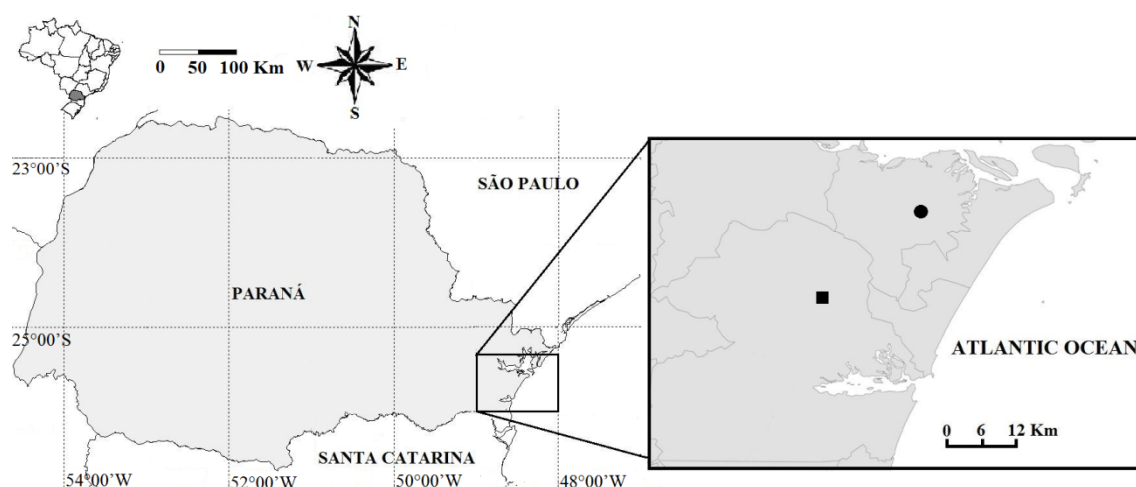


Figure 1. Map from the Paraná State, in evidence its coastal region. The circle marker indicates the location of the Floresta Estadual do Palmito (FEP), in the Paranaguá municipality. The square marker indicates the location of the Reserva Bicudinho-do-brejo (REB), in the Guaratuba municipality.

Statistical analyses were performed for the standardized surveys data. Sampling sufficiency was evaluated for both sites using individual-based rarefaction curves. Estimation of expected richness was done using the Chao 1 estimator (1000 randomizations). Both analyses were conducted using the software EstimateS 9.1 (Colwell 2013). We used a Chi square test (one degree of freedom) to compare the observed sex ratios to the 1:1 female/male ratio, only for the species with more than 10 individuals captured, excluding the recaptures.

Results

The number of captures, including recaptures, comprised 306 events of 21 species for the two sites (Table 1). The FEP surveys registered 19 species from three families and the REB registered 13 species from two families. The species found exclusively at the FEP were: *Chiroderma doriae* Thomas, 1891, *Glossophaga soricina* (Pallas, 1766), *Micronycteris megalotis* (Gray, 1842), *Vampyressa pusilla* (Wagner, 1843), *Molossus rufus* E. Geoffroy, 1805, *Eptesicus diminutus* Osgood, 1915, *Eptesicus taddeii* Miranda, Bernardi & Passos, 2006 and *Myotis nigricans* (Schinz, 1821). Two species were found exclusively at the REB, *Diphylla ecaudata* Spix, 1823 and *Myotis ruber* (E. Geoffroy, 1806). None of them were abundant and most had only one capture individual. The preliminary survey at the FEP added *Molossus rufus* to the site species list, the only species found roosting inside of a building. The record of *E. taddeii* was the first for the Paraná State coastal area.

Ten species were categorized as frugivores, seven as insectivores, two nectarivores and two sanguivores. The number of frugivores captures represented 86% of the total amount of individuals. None of the insectivore species were abundant and the uncluttered space/aerial insectivore species, *Molossus rufus*, was only recorded because a method other than mist net survey was applied.

When considering only the standardized surveys from the FEP, there were 156 capture events from 18 species, including three recaptures, with *Artibeus lituratus*

(Olfers, 1818) captures representing more than half of the total amount. At the REB, there were 130 capture events, including 10 recaptures, being *Artibeus obscurus* (Schinz, 1821) and *A. lituratus* the most abundant species. The rarefaction curves (Figs. 2 and 3) did not show sampling sufficiency. Expected richness using the estimator Chao 1 was 26 ± 5.92 for the FEP and 17.47 ± 7.14 for the REB, suggesting that our efforts have registered 69% and 74% of the mean expected number of species in each site, respectively.

Excluding recaptures, 72 males and 81 females were captured at the FEP. At the REB there were 50 males and 71 females captured (Table 2). Considering the species that had more than ten captures, only the sex ratio for *A. lituratus* at the FEP showed a significantly higher proportion of females ($X^2=4.5$, 1 df, $p=0.03$).

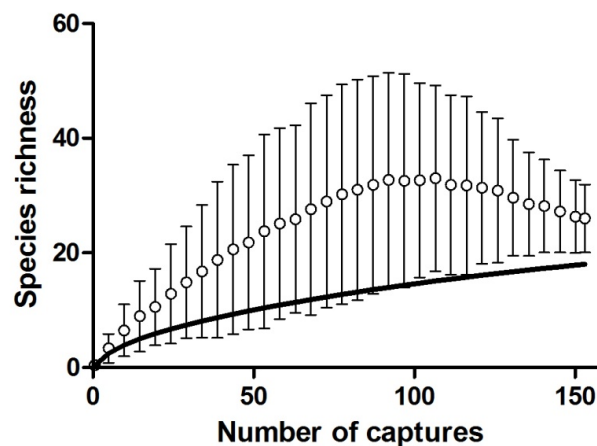


Figure 2. Individual based rarefaction curve from the Floresta Estadual do Palmito five standardized surveys (line), and mean Chao 1 species richness estimation (circles) with its standard deviation.

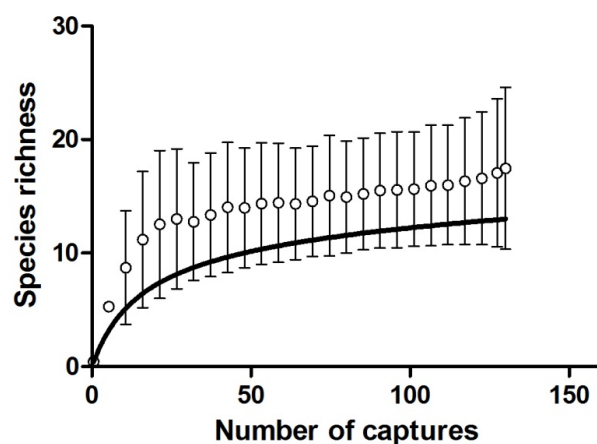


Figure 3. Individual based rarefaction curve from the Reserva Bicudinho-do-brejo surveys (line), and mean Chao 1 species richness estimation (circles) with its standard deviation.

Table 1. List of species and abundance from the Floresta Estadual do Palmito (FEP) preliminary survey and the standardized surveys and the Reserva Bicudinho-do-brejo (REB) surveys. Species were categorized in guilds, following Kalko et al. (1996): Nec- Nectarivores; Fru- Frugivores; San- Sanguivores; Glea/I- Gleaning insectivores; UAe/I- Uncluttered space/ Aerial insectivores; BAe/I- Background cluttered space/Aerial insectivores. Between parentheses, it is indicated the number of recaptured individuals. **Molossus rufus* individuals were only captured inside roosts.

	FEP (preliminary survey)	FEP Abundance	REB Abundance	Guild
Phyllostomidae				
<i>Anoura caudifer</i> Gray, 1838	2	2	2	Nec
<i>Artibeus fimbriatus</i> Gray, 1838	0	2	16	Fru
<i>Artibeus lituratus</i> (Olfers, 1818)	1	88(1)	32	Fru
<i>Artibeus obscurus</i> (Schinz, 1821)	0	19(1)	34(5)	Fru
<i>Artibeus planirostris</i> (Spix, 1823)	0	1	2	Fru
<i>Carollia perspicillata</i> (Linnaeus, 1758)	7	15(1)	16(3)	Fru
<i>Chiroderma doriae</i> Thomas, 1891	0	1	0	Fru
<i>Desmodus rotundus</i> (E. Geoffroy, 1810)	0	2	6(2)	San
<i>Diphylla ecaudata</i> Spix, 1823	0	0	1	San
<i>Glossophaga soricina</i> (Pallas, 1766)	1	1	0	Nec
<i>Micronycteris megalotis</i> (Gray, 1842)	1	1	0	Glea/I
<i>Pygoderma bilabiatum</i> (Wagner, 1843)	0	9	1	Fru
<i>Sturnira lilium</i> (E. Geoffroy, 1810)	2	3	10	Fru
<i>Sturnira tildae</i> De la Torre, 1859	0	1	3	Fru
<i>Vampyressa pusilla</i> (Wagner, 1843)	0	1	0	Fru
Molossidae				
<i>Molossus rufus</i> E. Geoffroy, 1805*	10	0	0	UAe/I
Vespertilionidae				
<i>Eptesicus diminutus</i> Osgood, 1915	0	1	0	BAe/I
<i>Eptesicus taddeii</i> Miranda, Bernardi & Passos, 2006	0	1	0	BAe/I
<i>Myotis nigricans</i> (Schinz, 1821)	1	6	0	BAe/I
<i>Myotis riparius</i> Handley, 1960	0	2	5	BAe/I
<i>Myotis ruber</i> (E. Geoffroy, 1806)	0	0	2	BAe/I
Total	25	156(3)	130(10)	
Richness	8	18	13	

Discussion

Our efforts on surveying the bat fauna at the FEP and the REB, have recorded 28% and 19% of the species known to occur in the Paraná State (Scultori et al. 2009a,b,c; Passos et al. 2010; Moratelli et al. 2011; Carvalho et al. 2014), and 42% and 29% of the species known to occur in its coastal region (Miretzki 2003; Scultori 2009; Kaku-Oliveira 2010; Brito 2010; Carvalho et al. 2014; this study), both respectively. However, we have found similar values of richness and species composition when comparing our data to other surveys made in nearby locations (Dala-Rosa 2004; Alves 2008; Scultori 2009; Kaku-Oliveira 2010; Brito 2011).

There is a widely known bias related to mist-net surveys in the Neotropics, where phyllostomid bats, especially those species categorized as frugivores, were the most abundant taxa in similar studies (Fleming et al. 1972; Kalko et al. 1996; Simmons & Voss 1998; Willig et al. 2000; Bernard 2001; Lim & Engstrom 2001; Bianconi et al. 2004; Ésberard et al. 2006; Castro-Luna et al. 2007), which means that presence and abundance of aerial insectivores bats are underestimated in these kind of surveys (Bernardi et al. 2009; Pech-Canche et al. 2011). The use of others methods to sample species categorized in that guild are necessary, both in terms of detecting those species and inferring abundances (Murray et al. 1999; Bernardi et al. 2009).

Table 2. Number of male and female captures (excluding recaptures) for all bat species in both standardized surveys. For some species ($n > 10$), a chi square test was performed to compare the observed male/female ratio to the 1:1 sex ratio.

	FEP				REB			
	♂	♀	X ²	p	♂	♀	X ²	p
<i>A. lituratus</i>	40	47	0,56	0,45	10	22	4,5	0,03
<i>A. obscurus</i>	7	11	0,89	0,34	12	17	0,86	0,35
<i>C. perspicillata</i>	9	5	1,14	0,28	7	5	0,33	0,56
<i>A. fimbriatus</i>	0	2	-	-	8	8	-	-
<i>S. lilium</i>	2	1	-	-	4	6	-	-
<i>P. bilabiatum</i>	4	5	-	-	1	0	-	-
<i>M. nigricans</i>	3	3	-	-	-	-	-	-
<i>M. riparius</i>	1	1	-	-	1	4	-	-
<i>D. rotundus</i>	2	0	-	-	4	0	-	-
<i>S. tildae</i>	0	1	-	-	1	2	-	-
<i>A. caudifer</i>	1	1	-	-	1	1	-	-
<i>A. planirostris</i>	0	1	-	-	1	1	-	-
<i>M. ruber</i>	-	-	-	-	0	2	-	-
<i>C. doriae</i>	0	1	-	-	-	-	-	-
<i>E. diminutus</i>	1	0	-	-	-	-	-	-
<i>E. taddeii</i>	1	0	-	-	-	-	-	-
<i>D. ecaudata</i>	-	-	-	-	0	1	-	-
<i>G. soricina</i>	1	0	-	-	-	-	-	-
<i>M. megalotis</i>	0	1	-	-	-	-	-	-
<i>V. pusilla</i>	0	1	-	-	-	-	-	-

Bergallo et al. (2003) recommended that around 1000 bat captures are necessary in Brazilian Atlantic Forest sites, in order to have a good sample size to determine bat diversities. Giving the capture rate that this study has got, the effort applied should be increased from six to seven times to achieve 1000 bat captures, which could only be realistic in a long-term study. Stevens (2013) have pointed out that studies across the Atlantic Forest found values of bat richness ranging between 2 and 30. Abundance was also variable, with the number of captures ranging from 106 to 4500 individuals. Bat richness decrease was related to seasonal variability of temperatures (Stevens 2013), a condition that is found in this study surveyed sites.

Miretzki (2003) suggested that the Paraná State coastal region, with 33 records for bat species, was a low priority area for bats surveys. Later studies increased in twelve the number of species for the region (Scultori 2009; Scultori et al. 2009a,b,c; Kaku-Oliveira 2010; Carvalho et al. 2014), suggesting that surveys in the area were in fact necessary. Our results also have found species that were recently recorded for the region, such as *Chiroderma doriae* and *Diphylla ecaudata* (Scultori 2009; Kaku-Oliveira 2010), and species that had few records for the area and the state,

such as *Micronycteris megalotis*, *Myotis riparius* Handley, 1960, *Sturnira tildae* De la Torre, 1859 and *Vampyressa pusilla* (Miretzki 2003; Scultori 2009; Kaku-Oliveira 2010; Brito 2011). The record of the recently described *Eptesicus taddeii* at the FEP, is the first for the Paraná State coastal region (Miranda et al. 2010; Bernard et al. 2013) and should be used in further assessments of its conservation status (Bernard et al. 2013). All these data indicates that bat inventories in the Paraná State coastal region are not redundant, being necessary to the better knowledge of species distribution.

By taking into account the most abundant species only, our attempt to detect a biased sex ratio in bats, showed a different proportion only between males and females of *A. lituratus* at the REB. For the other species, our results differed from those found by previous studies (Brenner 1974; Loucks & Caire 2007; Perry & Carter 2010). According to Clutton-Brock & Iason (1986), for mammals as a whole, a biased sex ratio could be related with the costs of reproduction for each sex. In the case of bats, it can be related with differential tendencies of migration between males and females (Fleming & Eby 2003) and due to the larger probability of survival of males (Kurta & Matson 1980). However, there is no consensus about which gender tends to be dominant and what

differences in spatial or temporal patterns of abundance could generate the observed differences in sex ratios (Caire et al. 1988; Perry & Carter 2010). These factors could be an explanation to our results, once our samples did not covered a great number of seasonal cycles and the entire populational fluctuation to observe both migratory or survival related bias, respectively. A long-term study is necessary to evaluate this pattern in studied assemblages.

Acknowledgments

MBGR received from CNPq (Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico) a scholarship for his masters degree, IPB received from CAPES (Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior) a scholarship for his doctorate degree and LHV received a scholarship for his scientific initiation (PBIC/CNPq). CNPq also provided a grant to FCP (303757/2012-4). MBGR would like to thanks the Programa de Pós-graduação em Zoologia of the Universidade Federal do Paraná for financial support. This study obtained permits from the Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio- SISBIO 35759-1) and from the Instituto Ambiental do Paraná (IAP-458.12). We also would like to thanks all the people from the Reserva Bicudinho-do-brejo, specially B. Reinert and M.R. Bornschein.

References

- Alvares C.A.; Stape J.L.; Sentelhas P.C.; Gonçalves J.L.M. & Sparovek G. 2014. Köppen's climate classification map for Brazil. *Meteorologische Zeitschrift* 22(6): 711-728.
- Alves L.A. 2008. Estrutura da comunidade de morcegos (Mammalia: Chiroptera) do Parque Estadual da Ilha do Cardoso, São Paulo. Masters dissertation, Universidade Federal de Mato Grosso do Sul.
- Bergallo H.G.; Esbérard C.E.; Mello M.A.R. & Lins V. 2003. Bat species richness in Atlantic Forest: What is the minimum sampling effort? *Biotropica* 35(2): 278-288.
- Bernard E. 2001. Vertical stratification in bat communities in primary forests of Central Amazon, Brazil. *Journal of Tropical Ecology* 17: 115-126.
- Bernard E.; Aguiar L.M.S. & Machado, R.B. 2010. Discovering the Brazilian bat fauna: a task for two centuries? *Mammal Reviews* 41(1): 23-39.
- Bernard E.; Nascimento J.L. & Aguiar L.M.S. 2013. Flagging a species as threatened: the case of *Eptesicus taddeii*, an endemic bat from the Brazilian Atlantic Forest. *Biota Neotropica* 13(2): 314-318.
- Bernardi I. P.; Miranda J. M. D.; Sponchiado J.; Grotto E.; Jacomassa F. F.; Teixeira E. M.; Roani S. H. & Passos F. C. 2009. Morcegos de Frederico Westphalen, Rio Grande do Sul, Brasil (Mammalia: Chiroptera): Riqueza e utilização de abrigos. *Biota Neotropica* 9:(3).
- Bianconi G.V.; Mikich S.B. & Pedro W.A. 2004. Diversidade de morcegos (Mammalia, Chiroptera) em remanescentes florestais do município de Fênix, noroeste do Paraná, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia* 21(4): 943-954.
- Bianconi G.V.; Gregorin R. & Carneiro D.C. 2009. Ampliação da distribuição de *Nyctinomops aurispinosus* (Molossidae) no Brasil. *Biota Neotropica* 9:(2).
- Brenner F.J. 1974. A Five-Year Study of a Hibernating Colony of *Myotis lucifugus*. *Ohio Journal of Science* 74(4): 239-244.
- Brito J.E.C. 2011. Morcegos do Parque Estadual do Pico Marumbi: Frugivoria e germinação de sementes. Masters dissertation, Universidade Federal do Paraná.
- Caire W.; Hardisty R.M. & Lacey K.E. 1988. Capture heights and times of *Lasiurus borealis* (Chiroptera: Vespertilionidae) in southeastern Oklahoma. *Proceedings of the Oklahoma Academy of Science* 68:51-53.
- Carrano E. 2006. Composição e Conservação da Avifauna na Floresta Estadual do Palmito, Município de Paranaguá, Paraná. Masters dissertation, Universidade Federal do Paraná.
- Carvalho F.; Mottin V.; Miranda J.M.D. & Passos F.C. 2014. First record of *Vampyroides caraccioli* (Thomas, 1889) (Chiroptera: Phyllostomidae) for the state of Paraná, and range extension to southern region of Brazil. *Check List* 10(5): 1189-1194.
- Castro-Luna A.A.; Sosa V.J. & Castillo-Campos G. 2007. Bat diversity and abundance associated with the degree of secondary succession in a tropical forest mosaic in south-eastern Mexico. *Animal Conservation* 10(2007): 219-228.
- Colwell R.K. 2013. EstimateS: Statistical Estimation of Species Richness and Shared Species from Samples. Software and User's Guide. Version 9.1.0.
- Clutton-Brock T.H. & Iason G.R. 1986. Sex ratio variation in mammals. *The Quarterly Review of Biology* 61(3): 339 - 374.
- Dala-Rosa S. 2004. Morcegos (Chiroptera, Mammalia) de um remanescente de restinga, Estado do Paraná, Brasil: Ecologia da Comunidade e Dispersão de Sementes. Masters dissertation, Universidade Federal do Paraná.
- Dias D.; Esbérard C.E.L. & Moratelli R. 2013. A new species of *Lonchophylla* (Chiroptera, Phyllostomidae) from the Atlantic Forest of southeastern Brazil, with comments on *L. bokermanni*. *Zootaxa* 3722 (3): 347-360.

- Esbérard C.E.L.; Jordão-Nogueira T.; Luz J.L.; Melo G.G.S.; Mangolin R.; Jucá N.; Raíces D.S.L.; Enrici M.C. & Bergallo H. 2006. Morcegos da Ilha Grande, Angra dos Reis, RJ, sudeste do Brasil. *Revista Brasileira de Zoociências* 8(2): 147-153.
- Fleming T.H.; Hooper E.T. & Wilson D.E. 1972 . Three Central American bat communities: structure, reproductive cycles, and movement patterns. *Ecology* 53(4): 556-569.
- Fleming T. H. & Eby P. 2003. Ecology of bat migration. In: *Bat ecology* (edited by Kunz T.H. & Fenton M.B.), pp. 157-208. University of Chicago Press, Chicago.
- Gardner A.F. 2008. Order Chiroptera. In: *Mammals of South America Vol.1 Marsupials, Xernarthrans, Shrews and Bats* (edited by Gardner A.F.), pp. 187-580. The University of Chicago Press, Chicago.
- Gregorin R.; Tahara A.S. & Buzzato D.F. 2011. *Molossus aztecus* and other small *Molossus* (Chiroptera: Molossidae) in Brazil. *Acta Chiropterologica* 13(2): 311-317.
- Kaku-Oliveira N.Y. 2010. Estrutura de comunidade, reprodução e dinâmica populacional de morcegos (Mammalia, Chiroptera) na Reserva Natural do Salto Morato, Guaraqueçaba, Paraná. Masters dissertation, Universidade Federal do Paraná.
- Kalko E.K.V.; Handley C.O. & Handley D. 1996. Organization, diversity and long-term dynamics of a neotropical bat assemblage. In: *Long-term studies on vertebrate communities* (edited by Cody M.L. & Smallwood J.A.), pp. 503-553. Academic Press, Boston.
- Kurta T. H. & Matson J.O. 1980. Disproportionate sex ratios in the big brown bat (*Eptesicus fuscus*). *The American Midland Naturalist* 104:367-369.
- Lim B.K. & Engstrom M.D. 2001. Bat community structure at Iwokrama Forest, Guyana. *Journal of Tropical Ecology* 17(5): 647-665.
- Loucks L.M.S. & Caire W. 2007. Sex ratio variation of *Myotis velifer* (Chiroptera: Vespertilionidae) in Oklahoma. *The Southwestern Naturalist* 52(1):67-74.
- Miretzki M. 2003. Morcegos do estado do Paraná, Brasil (Mammalia, Chiroptera): Riqueza de espécies, distribuição e síntese do conhecimento atual. *Papéis Avulsos em Zoologia* 43(6): 101-138.
- Miranda J.M.D.; Bernardi I.P.; Carvalho F. & Passos F.C. 2010. Novos dados distribucionais do morcego recém descrito *Eptesicus taddeii* (Vespertilionidae). *Chiroptera Neotropical* 16(1): 672-674.
- Miranda J.M.D.; Bernardi I.P. & Passos F.C. 2011. Chave ilustrada para determinação dos morcegos da Região Sul do Brasil. João M.D. Miranda, Curitiba.
- Moratelli R.; Peracchi A.L.; Dias D. & Oliveira J.A. 2011. Geographic variation in South American populations of *Myotis nigricans* (Schinz, 1821) (Chiroptera, Vespertilionidae) with the description of two new species. *Mammalian Biology* 76: 592-607.
- Murray K.L.; Britzke E.R.; Hadley B.M. & Robbins L.W. 1999. Surveying bat communities: a comparison between mist nets and the Anabat II bat detector system. *Acta Chiropterologica* 1(1): 105-112.
- Myers N.; Mittermeier R.A.; Mittermeier C.G.; Fonseca G.A.B. & Kent J. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403: 853-845.
- Nogueira M.R.; Lima I.P.; Peracchi A.L. & Simmons N.B. 2012. New Genus and Species of Nectar-Feeding Bat from the Atlantic Forest of Southeastern Brazil (Chiroptera: Phyllostomidae: Glossophaginae). *American Museum Novitates* 3747: 30p.
- Nogueira M.R.; Lima I.P.; Moratelli, R.; Tavares V.C.; Gregorin R. & Peracchi A.L. 2014. Checklist of Brazilian bats, with comments on original records. *Checklist* 10(4): 808-821.
- Paglia A.P.; Fonseca G.A.B.; Rylands A.B.; Herrmann G.; Aguiar L.M.S.; Chiarello A.G.; Leite Y.L.R.; Costa L.P.; Siciliano S.; Kierulff C.M.; Mendes S.L.; Tavares V.C.; Mittermeier R.A. & Patton J.L. 2012. Lista Anotada dos mamíferos do Brasil. *Occasional Papers in Conservation Biology* 6: 1-76.
- Passos F.C.; Miranda J.M.D.; Bernardi I.P.; Kaku-Oliveira N.Y. & Munster L.C. 2010. Morcegos da Região Sul do Brasil: análise comparativa da riqueza de espécies, novos registros e atualizações nomenclaturais (Mammalia, Chiroptera). *Iheringia Série Zoologia* 100(1): 25-34.
- Pech-Canche J.M.; Estrella E.; López-Castillo D.L.; Hernández-Betancourt S.F. & Moreno C.F. 2011. Complementary and efficiency of bat capture methods in lowland tropical forest of Yucatán, Mexico. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 82: 896-903.
- Perry R.W. & Carter S.A. 2010. Temporal Patterns in Capture Rate and Sex Ratio of Forest Bats in Arkansas. *The American Midland Naturalist* 164:270-282.
- Scultori C.; Dias D. & Peracchi A. L. 2009a. Mammalia, Chiroptera, Phyllostomidae, *Artibeus cinereus*: first record in the State of

- Paraná, Southern Brazil. Check List 5(2): 325-329.
- Scultori C.; Dias D. & Peracchi A.L. 2009b. Mammalia, Chiroptera, Phyllostomidae, *Platyrrhinus recifinus*: first record in the State of Paraná, Southern Brazil. Check List 5(2): 238-242.
- Scultori C.; Dias D. & Peracchi A.L. 2009c. Mammalia, Chiroptera, Phyllostomidae, *Lamproncycteris brachyotis* (Dobson, 1879): First record in the state of Paraná, southern Brazil. Check List. 5(4): 872–875.
- Scultori C. 2009. Comunidade de morcegos, interação com flores e estratificação vertical em Mata Atlântica no sul do Brasil. Masters dissertation. Universidade Estadual de Campinas.
- Sikes R.S.; Gannon W.L. & The animal care and use committee of the American Society of Mammalogists. 2011. Guidelines of the American Society of Mammalogists for the use of wild mammals in research. Journal of Mammalogy 92(1): 235-253.
- Simmons N & Voss R.S. 1998. The mammals of Paracou, French Guiana, a Neotropical lowland rainforest fauna. Part 1, Bats. Bulletin of the American Museum of Natural History 237: 1-219.
- SOS Mata Atlântica & INPE. 2013. Atlas dos remanescentes florestais da Mata Atlântica, período 2011-2012. Fundação SOS Mata Atlântica and Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE), São Paulo.
- Stevens R.D. 2013. Gradients of bat diversity in Atlantic Forest of South America: Environmental seasonality, sampling effort and spatial autocorrelation. Biotropica 0(0): 1-7.
- Straube, F.C. & Bianconi, G.V. 2002. Sobre a grandeza e a unidade utilizada para estimar esforço de captura com utilização de redes-de-neblina. Chiroptera Neotropical 8(1-2): 150-152.
- Willig M.R.; Presley S.J.; Owen R.D. & López-González. 2000. Composition and structure of bat assemblages in Paraguay: A subtropical-temperate interface. Journal of Mammalogy 81(2): 386-401.

Appendix. Voucher specimens deposited at the Coleção Científica de Mastozoologia located at the Departamento de Zoologia of the Universidade Federal do Paraná (DZUP). FEP- Floresta Estadual do Palmito; REB- Reserva Bicudinho-do-brejo.

Species	Voucher number	Site	Species	Voucher number	Site
<i>Anoura caudifer</i>	DZUP 1662	FEP	<i>Myotis nigricans</i>	DZUP 1845	FEP
<i>Anoura caudifer</i>	DZUP 1663	FEP	<i>Myotis nigricans</i>	DZUP 1846	FEP
<i>Carollia perspicillata</i>	DZUP 1664	FEP	<i>Artibeus lituratus</i>	DZUP 1847	FEP
<i>Carollia perspicillata</i>	DZUP 1665	FEP	<i>Pygoderma bilabiatum</i>	DZUP 1848	FEP
<i>Myotis nigricans</i>	DZUP 1666	FEP	<i>Pygoderma bilabiatum</i>	DZUP 1849	FEP
<i>Sturnira lilium</i>	DZUP 1667	FEP	<i>Artibeus obscurus</i>	DZUP 1850	FEP
<i>Artibeus lituratus</i>	DZUP 1668	FEP	<i>Myotis riparius</i>	DZUP 1877	FEP
<i>Carollia perspicillata</i>	DZUP 1669	FEP	<i>Desmodus rotundus</i>	DZUP 1878	FEP
<i>Sturnira lilium</i>	DZUP 1670	FEP	<i>Carollia perspicillata</i>	DZUP 1879	FEP
<i>Glossophaga soricina</i>	DZUP 1671	FEP	<i>Anoura caudifer</i>	DZUP 1880	FEP
<i>Carollia perspicillata</i>	DZUP 1672	FEP	<i>Micronycteris megalotis</i>	DZUP 1881	FEP
<i>Carollia perspicillata</i>	DZUP 1673	FEP	<i>Myotis riparius</i>	DZUP 1902	FEP
<i>Carollia perspicillata</i>	DZUP 1674	FEP	<i>Vampyressa pusilla</i>	DZUP 1903	FEP
<i>Micronycteris megalotis</i>	DZUP 1675	FEP	<i>Eptesicus diminutus</i>	DZUP 1904	FEP
<i>Molossus rufus</i>	DZUP 1676	FEP	<i>Sturnira tildae</i>	DZUP 1905	FEP
<i>Molossus rufus</i>	DZUP 1677	FEP	<i>Glossophaga soricina</i>	DZUP 1906	FEP
<i>Molossus rufus</i>	DZUP 1678	FEP	<i>Carollia perspicillata</i>	DZUP 1907	FEP
<i>Molossus rufus</i>	DZUP 1679	FEP	<i>Myotis ruber</i>	DZUP 1873	REB
<i>Molossus rufus</i>	DZUP 1680	FEP	<i>Artibeus obscurus</i>	DZUP 1874	REB
<i>Molossus rufus</i>	DZUP 1681	FEP	<i>Myotis riparius</i>	DZUP 1875	REB
<i>Molossus rufus</i>	DZUP 1682	FEP	<i>Desmodus rotundus</i>	DZUP 1876	REB
<i>Molossus rufus</i>	DZUP 1683	FEP	<i>Myotis riparius</i>	DZUP 1882	REB
<i>Molossus rufus</i>	DZUP 1684	FEP	<i>Artibeus lituratus</i>	DZUP 1883	REB
<i>Molossus rufus</i>	DZUP 1685	FEP	<i>Artibeus lituratus</i>	DZUP 1884	REB
<i>Eptesicus taddeii</i>	DZUP 1843	FEP	<i>Sturnira tildae</i>	DZUP 1885	REB
<i>Artibeus lituratus</i>	DZUP 1844	FEP	<i>Sturnira lilium</i>	DZUP 1886	REB
			<i>Artibeus fimbriatus</i>	DZUP 1887	REB

CAPÍTULO 5

**SMALL MAMMAL COMMUNITY STRUCTURE AND VERTICAL SPACE
USE PREFERENCES IN NONFRAGMENTED ATLANTIC FOREST**

**RICARDO AUGUSTO SERPA CERBONCINI, M ARCELO BURIGO
GUIMARÃES RUBIO, ITIBERÊ PIAIA BERNARDI, TALITA VIEIRA BRAGA,
JAMES JOSEPH ROPER & FERNANDO C. PASSOS**

Ricardo Augusto Serpa Cerboncini*, Marcelo Burigo Guimarães Rubio, Itiberê Piaia Bernardi, Talita Vieira Braga, James Joseph Roper and Fernando C. Passos

Small mammal community structure and vertical space use preferences in nonfragmented Atlantic Forest

Abstract: Here we describe a small mammal community in nonfragmented Atlantic Forest in southern Brazil. A total of 146 individuals were live captured on the ground and in trees (total effort: 5600 trap-nights). Twelve species were identified by morphology, and identification of seven species was confirmed by DNA barcoding. Most species were terrestrial, with *Euryoryzomys russatus* being the most frequently captured, while the rodent *Juliomys pictipes* was semiarboreal and the marsupial *Marmosa paraguayana* was arboreal. With the capture of *Trinomys iheringi*, we extend the species distribution to the south. Species favored in disturbed environments as *Oligoryzomys* spp. and *Akodon* spp. were uncommon, and this small mammal community is typical of a well-conserved forest.

Keywords: conservation; cytochrome *c* oxidase subunit I; Didelphimorphia; Rodentia; *Trinomys iheringi*.

*Corresponding author: Ricardo Augusto Serpa Cerboncini, Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, Paraná 81531-970, Brazil, e-mail: ricardocerboncini@gmail.com; and Laboratório de Biodiversidade, Conservação e Ecologia de Animais Silvestres, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, Paraná, Brazil

Marcelo Burigo Guimarães Rubio: Programa de Pós-Graduação em Zoologia, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, Paraná 81531-970, Brazil; and Laboratório de Biodiversidade, Conservação e Ecologia de Animais Silvestres, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, Paraná, Brazil

Itiberê Piaia Bernardi and Fernando C. Passos: Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, Paraná 81531-970, Brazil; and Laboratório de Biodiversidade, Conservação e Ecologia de Animais Silvestres, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, Paraná, Brazil

Talita Vieira Braga: Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, Paraná 81531-970, Brazil

James Joseph Roper: Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, Paraná 81531-970, Brazil; and Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação em Ecologia de Ecossistemas, Universidade de Vila Velha, Espírito Santo, Brazil

Introduction

Small mammals are among the most poorly known vertebrates in the neotropics (Paglia et al. 2012). Even among the more studied species, information about basic biology and distribution is often preliminary at best. With the increasing rate of human disturbances (Butler and Laurance 2008), understanding the relationship between small mammals and their natural environment will only be increasingly difficult. In the Atlantic Forest of eastern and southern Brazil, this problem is even more important. As one of the most threatened ecosystems (Galindo-Leal and Câmara 2003), only 12% of its original area remains, often in fragments of <50 ha (Ribeiro et al. 2009). The largest remaining extent of Atlantic Forest is in the Serra do Mar mountain range in the states of Paraná and São Paulo (Ribeiro et al. 2009) and is high priority for conservation due to diversity and endemism of a variety of taxa (Aguiar et al. 2003).

Here, to begin filling the gap of information about small mammals in subtropical South America, we examine a small mammal community in the Atlantic Forest in the Serra do Mar mountain range in southern Brazil. In addition to identifying which species occur in this well-preserved region within the largest extant portion of Atlantic Forest, we compared vertical space use and sex ratios among the most frequently captured species.

Materials and methods

Study site

Marumbi State Park [Parque Estadual Pico do Marumbi (PEPM)] is part of a contiguous region of Atlantic Forest in the Serra do Mar (25°26' S, 48°55' W) in the state of Paraná (Figure 1). Climate is humid year-round, without a clear dry season. Vegetation here is typical of local submontane rainforest (Veloso et al. 1991) and is evergreen

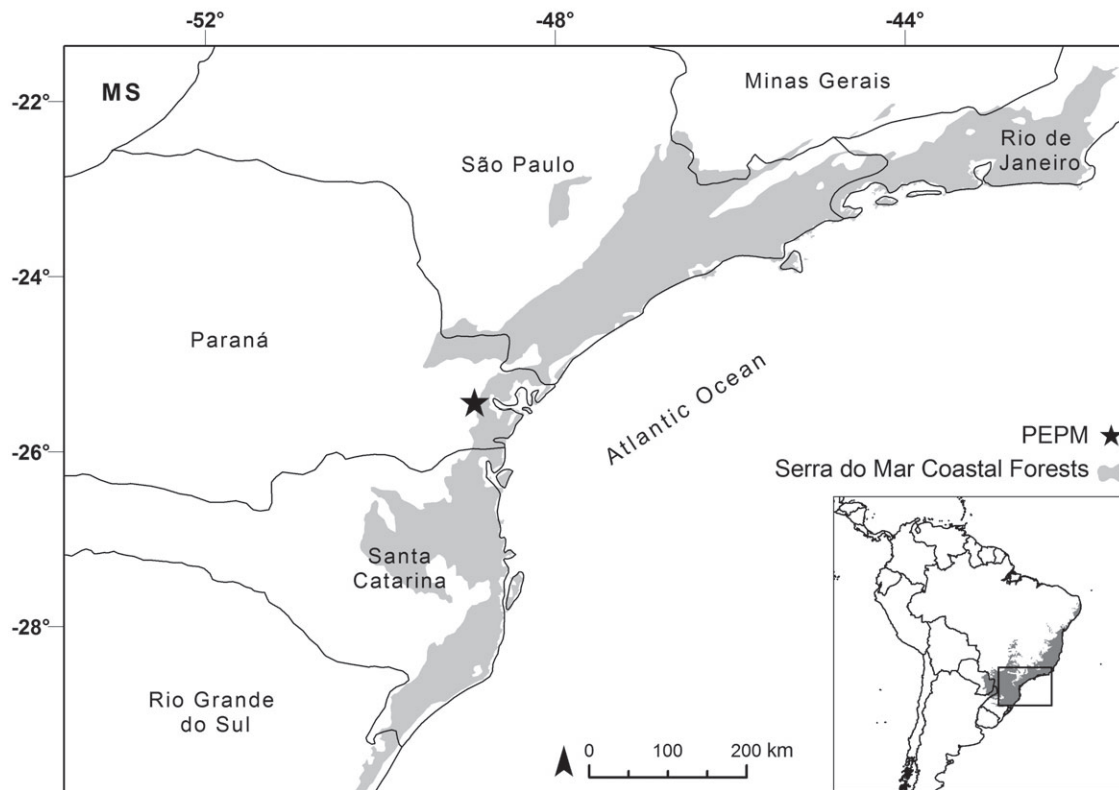


Figure 1 Location of the study site: PEPM, at the central portion of the Serra do Mar, municipality of Morretes, state of Paraná, southern Brazil.

The small map shows the distribution of the Atlantic Forest in South America. Data source: Olson et al. 2001.

with a canopy of 20 to 25 m with occasional emergent trees more than 30 m. Bromeliads (Kaehler et al. 2005), ferns (Dittrich et al. 2005), and trees in the families Myrtaceae, Rubiaceae, Melastomataceae, and Fabaceae (Silva 1989) are common. The only disturbances in the study area are the Paranaguá-Curitiba railroad that was built in the late 1800s and remains in use today, and evidence remains of the mining that ended in the 1950s (Struminski 1996). Today, aside from the railroad right-of-way, the landscape has recovered and is mostly native vegetation typical of old-growth Atlantic Forest (Silva 1989).

Small mammals survey

In an area at 350 to 480 m altitude (between latitudes 25°26'20" S and 25°26'2" S and longitudes 48°55'11" W and 48°54'50" W), we captured small mammals using 160 Sherman traps (H.B. Sherman Traps, Inc., Tallahassee, FL, USA) in 16 (45 m long) transects. All transects were sampled during each sampling period throughout the study period. Traps (10 per transect) alternated between on the ground and 1.5 to 2 m high in trees at 5 m intervals. Two

sizes of traps [76×87×231 mm (n=96) and 103×120×371 mm (n=64)] were used, alternating sizes as much as possible. To attempt to capture all kinds of mammals, we used all-purpose bait: a paste of bananas, corn meal, crushed peanuts, sardines, and cod-liver oil.

Captures were carried out over five monthly field sessions from February to July 2011 (excluding March due to storms). Each session comprised seven nights of sampling (1120 trap-nights) for a total capture effort of 5600 trap-nights. All captures were marked with numbered ear tags (National Band & Tag Co., Newport, KY, USA) and released at the point of capture. We handled the animals quickly, without anesthetics, following the guidelines of the American Society of Mammalogists (Sikes et al. 2011). A few specimens were collected (licenses: IAP no. 275/10 and IBAMA no. 26769-1) and prepared as vouchers (skins and skulls) and are housed in the Mammal Collection of the Zoology Department of the Federal University of Paraná [Coleção de Mastozoologia do Departamento de Zoologia da Universidade Federal do Paraná (DZUP)]. Rodent classification follows Paglia et al. (2012) and marsupial classification follows Voss and Jansa (2009).

Molecular identification

We used DNA barcoding (Hebert et al. 2003) to confirm identification of some species. Liver tissue samples from collected individuals were preserved in 95% ethanol in the field and later stored at -20°C . DNA was isolated using 2% SDS, 10 mol/m³ Tris, and 100 mol/m³ EDTA for cellular digestion, 20 mg/ml proteinase K overnight for protein degradation, 6.5 mol/m³ ammonium acetate, and 100% isopropanol for DNA precipitation. Amplification of the cytochrome c oxidase subunit I (COI) followed standard polymerase chain reaction (PCR) procedures with 25 mol/m³ primers LCO1490 and HCO2198 (Folmer et al. 1994), denatured at 95°C for 5 min followed by 5 cycles of 40 s at 94°C , 30 s at 45°C , and 45 s at 72°C , followed by 35 cycles of 40 s at 94°C , 30 s at 51°C , and 45 s at 72°C , followed by 3 min at 72°C and then held at 4°C . For sequencing, we used the 3500 Genetic Analyzer (Applied Biosystems/Life Technologies, Carlsbad, CA, USA) and the same primers used for amplification.

COI sequences were analyzed in the Barcode of Life Data System (BOLD) (Ratnasingham and Hebert 2007) to identify species. We also used sequences from candidate and morphological similar species available in BOLD and in GenBank databases. As our objective was species identification and not phylogenetic relationships, we discarded a few sequences that were clearly errors. Sequences were aligned and we produced a neighbor-joining tree (with Kimura two-parameter model, all substitution types and pairwise deletion of missing data) in MEGA 5.2 (Tamura et al. 2011). Sequences from the PEPM specimens are deposited in the NCBI GenBank (accession numbers: KJ013070-KJ013094) and in BOLD [Parque Estadual Pico do Marumbi Dataset (DS-PEPM)].

Data analysis

Species accumulation curve used Mao Tau adjusted richness as a function of sampling effort (Colwell et al. 2004) and richness was also estimated by bootstrap (Smith and van Belle 1984) using EstimateS 8.2.0 (Colwell 2009). We compared capture probabilities by species between the two trap heights (ground and 1.5–2 m) using χ^2 tests and species captured more than nine times. We compared sex ratios for all species with more than seven adult individuals captured using χ^2 tests.

Results

We captured 146 individuals in a total of 345 captures (capture success rate of 6%), comprising 12 species

identified by morphology (8 rodents and 4 marsupials). COI sequences of 25 specimens confirmed identification of seven species (Figure 2; Appendix I). Bootstrap estimated richness was 12.4, so we apparently captured all

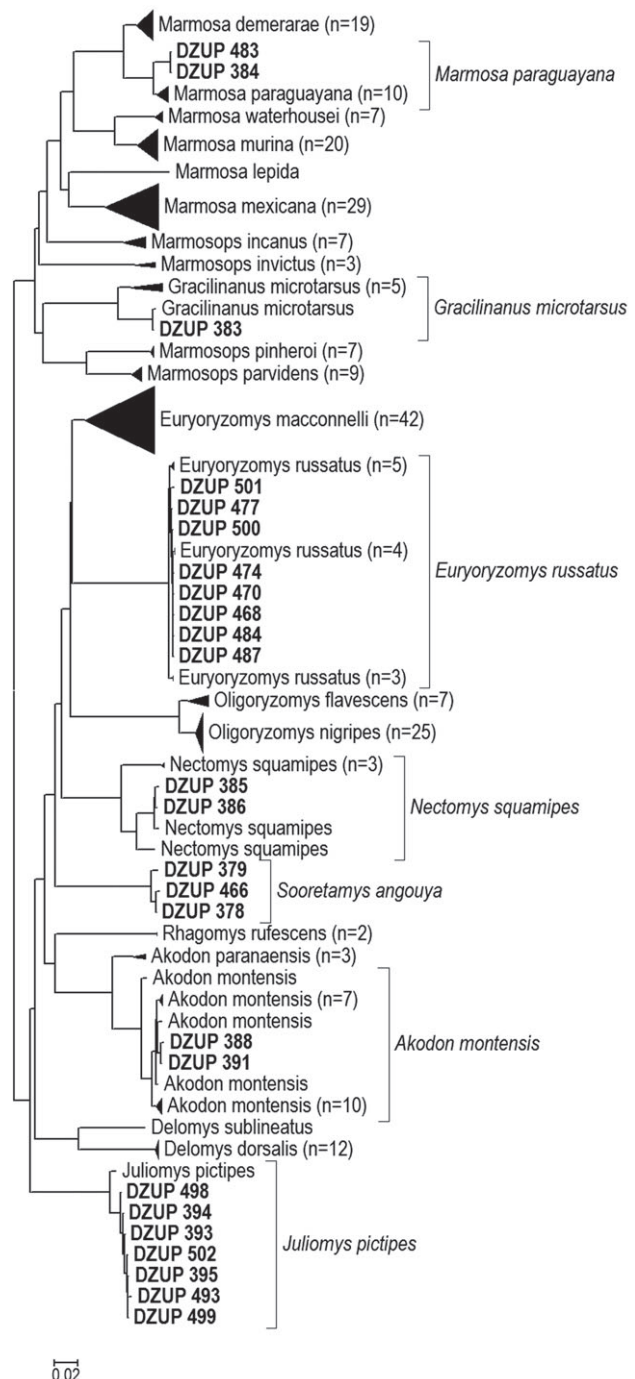


Figure 2 Neighbor-joining tree using COI sequences from specimens captured in the PEPM (DZUP) and COI sequences available in the BOLD and GenBank databases. The purpose of this figure is to illustrate that all individuals captured in this study were correctly identified.

species available to be captured given the constraints of our trapping methods (Figure 3). The most frequently captured species was the rodent *Euryoryzomys russatus* and the most common marsupial *Marmosa paraguayana*. An additional four species were captured opportunistically nearby in buildings of the PEPM, for total of 14 small mammal species in the study area (Table 1).

The rodents *E. russatus*, *Sooretamys angouya*, *Oligoryzomys nigripes* and *Akodon montensis* and the marsupial *Philander frenatus* were most often captured on

the ground, while the marsupial *M. paraguayana* was most often captured in the trees and the rodent *Juliomys pictipes* was captured in both about equally (Table 2). Only *E. russatus* had a sex ratio (2.6:1 female/male) that differed from 1:1 (Table 3).

Discussion

The small mammal fauna in this conserved, nonfragmented, Atlantic Forest site is surprising in that one species was dominant and because Echimyid rodents were rare. Other Echimyids are unlikely to have been overlooked because observed richness ($S=12$) equaled estimated richness ($S=12.4$). This indicates that most (or all) species in the study site that can be captured by these methods were indeed captured (Figure 3).

The small mammal community at the PEPM is dominated by *E. russatus* (65% of all captures). This species or similarly sized species (such as *Delomys* spp. or *Hylaeamys* spp.) are often captured in large patches of Atlantic Forest (Vieira and Monteiro-Filho 2003, Pardini 2004, Pardini and Umetsu 2006, Naxara et al. 2009, Pessôa et al. 2009). However, as quality of patches declines (with increasing anthropic changes), these species tend to decrease in abundance or disappear (Pardini et al. 2005, Umetsu and

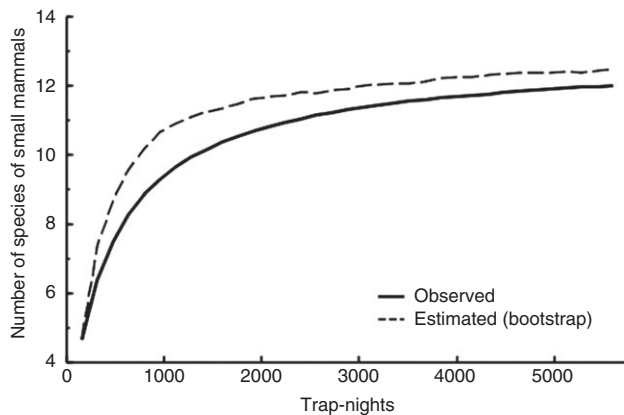


Figure 3 Species accumulation (Mao Tau) and estimated richness (bootstrap) curves of small mammals captured using Sherman traps in an evergreen Atlantic Forest at the PEPM, southern Brazil.

Table 1 Taxonomic list including the number of individuals and relative abundance (%) of the small mammals captured at Marumbi State Park, southern Brazil.

Taxon	Local	Abundance (%)
Didelphimorphia (Gill 1872) (all Didelphidae)		
<i>Didelphis aurita</i> (Wied-Neuwied 1826)	F	3 (2)
<i>Philander frenatus</i> (Olfers 1818)	F	8 (6)
<i>Marmosa paraguayana</i> (Tate 1931)	F	14 (10)
<i>Gracilinanus microtarsus</i> (Wagner 1842)	F	1 (1)
<i>Monodelphis iheringi</i> (Thomas 1888)	B	1 ^a
Rodentia (Bowdich 1821)		
Muridae (Illiger 1811)		
<i>Rattus rattus</i> (Linnaeus 1758)	B	1 ^a
Cricetidae (Fischer 1817)		
<i>Juliomys pictipes</i> (Osgood 1933)	F	14 (10)
<i>Akodon montensis</i> (Thomas 1913)	F	8 (6)
<i>Oxymycterus</i> sp. (Waterhouse 1837)	F	3 (2)
<i>Euryoryzomys russatus</i> (Wagner 1848)	F	65 (44)
<i>Nectomys squamipes</i> (Brants 1827)	F	3 (2)
<i>Sooretamys angouya</i> (G. Fischer 1814)	F/B	17 (12)/1 ^a
<i>Oligoryzomys nigripes</i> (Olfers 1818)	F/B	9 (6)/2 ^a
Echimyidae (Gray 1825)		
<i>Trinomys iheringi</i> (Thomas 1911)	F	1 (1)
Total		146 (100)/5 ^a

^aNumber of individuals captured near buildings, not included in the analysis.

B, buildings, incidental captures; F, forest, main study.

Table 2 Comparison between the ground and tree (1.5–2 m) captures of the common ($n > 9$) small mammals in subtropical Atlantic Forest in the Marumbi State Park in southern Brazil.

Species	Where captured		χ^2
	Ground	Tree	
<i>Philander frenatus</i>	14	4	5.6
<i>Marmosa paraguayana</i>	15	39	10.7
<i>Juliomys pictipes</i>	11	17	1.3*
<i>Akodon montensis</i>	11	1	8.3
<i>Euryoryzomys russatus</i>	175	7	155
<i>Sooretamys angouya</i>	18	7	4.8
<i>Oligoryzomys nigripes</i>	10	1	7.4

* $p > 0.15$, all remainder $p < 0.05$.

Table 3 Test of sex ratios of the most common small mammals species ($n > 7$ adult individuals captured) at the PEPM, southern Brazil.

Species	Female	Male	χ^2
<i>Philander frenatus</i>	4	4	
<i>Marmosa paraguayana</i>	5	9	1.1
<i>Juliomys pictipes</i>	7	7	
<i>Euryoryzomys russatus</i>	34	13	9.4*
<i>Sooretamys angouya</i>	7	6	0.1
<i>Oligoryzomys nigripes</i>	3	5	0.5

*The only nonequal sex ratio ($p < 0.01$).

Pardini 2007, Püttker et al. 2008). Thus, the frequency of capture of *E. russatus* indicates high-quality forest of the PEPM.

Akodon spp. and *Oligoryzomys* spp. tend to increase in abundance in disturbed or fragmented Atlantic Forest and usually replace those species common to undisturbed forests (such as *E. russatus*) (Pardini 2004, Viveiros de Castro and Fernandez 2004, Umetsu and Pardini 2007). In the PEPM, neither *A. montensis* nor *O. nigripes* were common probably due to the high quality of the habitat. *Oligoryzomys nigripes* was also captured nearby in and near buildings of the PEPM, as expected due to its opportunistic habits (Umetsu and Pardini 2007, Passamani and Ribeiro 2009).

Most species tended to be caught on the ground (except *M. paraguayana* and *J. pictipes*). *Marmosa paraguayana* is the most common marsupial and the most arboreal mammal in this study, and the *Marmosa* spp. are well known to be arboreal (Passamani 1995, Vieira and Monteiro-Filho 2003, Goulart et al. 2006), but they may travel great distances on the ground, even in anthropic forest patches (Pires and Fernandez 1999, Passamani and

Ribeiro 2009, Passamani and Fernandez 2011). *Juliomys pictipes* was the only species captured independently of trap location as expected, because it is known to be semi-arboreal (Vieira and Monteiro-Filho 2003, Prevedello et al. 2008). Although *J. pictipes* has seldom been reported in Paraná (Cerboncini et al. in press), in the PEPM, it was common, which also probably reflects the good stage of conservation of the native forest as the species is usually found more abundantly in old-growth forests (Pardini 2004). Whether the abundance of *E. russatus* on the ground influences the abundance and space use of other species remains to be examined.

Philander frenatus was only occasionally captured in trees, and while some studies state that it is terrestrial (Passamani 1995, 2000, Cunha and Vieira 2002), others say it is arboreal (Vieira and Monteiro-Filho 2003). This species can be found in a variety of stages of preservation of forests (Bonvicino et al. 2002, Pardini 2004), and perhaps here, the greater number of captures on the ground is due, in some way, to the forest quality as well. Here, the sex ratio was 1:1, which is quite different from 2.3:1 (male/female) sex ratio in the state of Espírito Santo (Passamani 2000). Biased sex-ratios are common in marsupials (Robert and Schwanz 2011), so this result suggests avenues for further study.

The capture of *Trinomys iheringi* extends its currently known geographic distribution for approximately 60 km to the south. The species occurs along the coast in the states of São Paulo and Rio de Janeiro (Bonvicino et al. 2008). The only other capture of this species in the state of Paraná was farther north and in the more coastal region of Guaraqueçaba (Silva 2001). With this capture, we have the southernmost record of any species of *Trinomys*, which are usually abundant and considered as indicators of preserved coastal Atlantic Forest (Bonvicino et al. 2002, Pessôa et al. 2009). This capture of a young individual may be due to dispersal, and while species are often rare near the edge of their ranges (Brown 1984), it suggests that the species is more widely distributed than previously thought.

While the study area is within very well-preserved forest, we caught an invasive *Rattus rattus* near the buildings of the PEPM. While found worldwide today (Aplin et al. 2011), especially commonly in urban areas, it is seldom captured in natural settings far from anthropic influences (Umetsu and Pardini 2007). Its occurrence in the PEPM suggests the influence of the Paranaguá-Curitiba railroad (Bonvicino et al. 2008) and illustrates that this species may rapidly invade new habitat by using anthropic avenues of dispersal.

Only three *Didelphis aurita* were captured and all were sub-adults. The species is often not abundant in conserved

forests with natural predators (Fonseca and Robinson 1990) but may become very abundant in fragmented landscapes (Passamani and Ribeiro 2009, Silva and Passamani 2009, Cerboncini et al. 2011). Also, because adults can weigh up to 2 kg (Vieira 1997, Lange and Jablonski 1998, Passamani 2000, Cerboncini et al. 2011), they are unlikely to be captured in our traps, so it is not surprising that we did not capture this species more often.

Euryoryzomys russatus was the only species with a sex ratio that was not 1:1, with 2.6 females/male. Deviations in sex ratios may be due to differential cost of the production of each sex (Clutton-Brock and Iasson 1986) or due to differential mortality of adults (Kraaijeveld et al. 2003). The observation of a sex ratio that varies from 1:1 offers potential for future study to better understand population dynamics of this species.

Barcode sequences from the PEPM specimens confirmed species identifications. Several species of small mammals, especially neotropical, are difficult to identify using only morphological traits, so molecular analyses (e.g., Voss and Jansa 2009) has become favored. DNA barcoding is a good tool for species identification in mammals (Álvarez-Castañeda et al. 2012, Lu et al. 2012) and together with morphology can help improve resolution of small mammal taxonomy. Further efforts are needed to acquire molecular and morphological data on a wider variety of species so that small mammal species comparisons and identifications can be done properly.

The small mammal community at the PEPM appears to be typical of well-preserved and nonfragmented

Atlantic Forest. Further studies of biodiversity are extremely important to better understand the distributions and abundances of wildlife in the Serra do Mar to better plan conservation efforts and help to maintain and enhance conservation in the Atlantic Forest.

Acknowledgments: Invaluable help during fieldwork was provided by Jennifer de S.B. Pereira, Viviane Mottin, Bruna C.R. de Jesus, Luiz H. Varzinczak, Felipe L.S. Shibuya, Fernanda F.C. de Lima, and Jaqueline P. Duarte. Paula Borges and Alessandra dos Santos helped with laboratory procedures. The Instituto Ambiental do Paraná (IAP), and the Park Manager Lothário H. Stoltz Jr., allowed our fieldwork and provided accommodations and transportation to the PEPM. The Instituto Chico Mendes de Conservação da Natureza (ICMBio) provided license to capture and collect small mammal specimens. Marcelo Passamani and Maurício O. Moura provided invaluable suggestions and improvements for this paper. M. Passamani also helped with some specimens' identification. Scholarships were granted to RASC, IPB, and TVB by Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES). Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) provided a grant to FCP (303757/2012-4) and a scholarship to MBGR. We thank all the workers and mountaineers at the PEPM who kindly welcomed us during our fieldwork.

Received August 5, 2013; accepted November 20, 2013

Appendix I

Specimens collected at Marumbi State Park and housed in the Mammal Collection of the Zoology Department of the Federal University of Paraná (DZUP).

Didelphimorphia: Didelphidae: *M. paraguayana*: 384*, 483*; *Gracilinanus microtarsus*: 383*; *Monodelphis iheringi*: 482.

Rodentia: Cricetidae: *A. montensis*: 388*, 389, 390, 391*, 392, 471; *Oxymycterus* sp.: 382, 480, 508;

J. pictipes: 393*, 394*, 395*, 493*, 498*, 499*, 502*; *O. nigripes*: 473, 475, 476, 478, 481; *E. russatus*: 467, 468*, 470*, 474*, 477*, 484*, 486, 487*, 490, 496, 500*, 501*, 507; *S. angouya*: 377, 378*, 379*, 380, 381, 465, 466*, 492; *Nectomys squamipes*: 385*, 386*, 488; *R. rattus*: 497; *T. iheringi*: 494.

*Specimens with COI sequences reported in this study.

References

- Aguiar, P.A., A.G. Chiarello, S.L. Mendes and E.N. Matos. 2003. The Central and Serra do Mar Corridors in the Brazilian Atlantic Forest. In: (C. Galindo-Leal and I.G. Câmara, eds.) The Atlantic Forest of South America: biodiversity status, threats, and outlook. Island Press, Washington, DC. pp. 118–132.
- Álvarez-Castañeda, S.T., C. Lorenzo, E. Rios, P. Cortés-Calva, M. Elías, J. Ortega and F.A. Cervantes. 2012. DNA barcoding of mammals in Mexico: implications for biodiversity. *Open Zool. J.* 5: 18–26.
- Aplin, K.P., H. Suzuki, A.A. Chinen, R.T. Chessser, J. ten Have, S.C. Donnellan, J. Austin, A. Frost, J.P. Gonzalez, V. Herbreteau,

- F. Catzeffis, J. Soubrier, Y. Fang, J. Robins, E. Matisoo-Smith, A.D.S. Bastos, I. Maryanto, M.H. Sinaga, C. Denys, R.A. Van Den Bussche, C. Conroy, K. Rowe and A. Cooper. 2011. Multiple geographic origins of commensalism and complex dispersal history of black rats. *PLoS Biol.* 6: 1–20.
- Bonvicino, C.R., S.M. Lindbergh and L.S. Maroja. 2002. Small non-flying mammals from conserved and altered areas of Atlantic Forest and Cerrado: comments on their potential use for monitoring environment. *Braz. J. Biol.* 62: 765–774.
- Bonvicino, C.R., J.A. Oliveira and P.S. D'Andrea. 2008. Guia dos roedores do Brasil, com chaves para gêneros baseadas em caracteres externos. Centro Pan-Americano de Febre Aftosa – OPA/OMS, Rio de Janeiro. 120 pp.
- Brown, J.H. 1984. On the relationship between abundance and distribution of species. *Am. Nat.* 124: 255–279.
- Butler, R.A. and W.F. Laurance. 2008. New strategies for conserving tropical forests. *Trends Ecol. Evol.* 23: 469–472.
- Cerboncini, R.A.S., M. Passamani and T.V. Braga. 2011. Use of space by the black-eared opossum *Didelphis aurita* in a rural area in southeastern Brazil. *Mammalia* 75: 287–290.
- Cerboncini, R.A.S., C.M. Mochi-Júnior, L.M. Tiepolo and F.C. Passos. 2014. New records of the red-rumped mouse *Juliomys pictipes* (Osgood, 1933) (Rodentia: Sigmodontinae) in coastal Atlantic Forest of Paraná, southern Brazil. *Biotemas* 27. (in press).
- Clutton-Brock, T.H. and G.R. Iason. 1986. Sex ratio variation in mammals. *Q. Rev. Biol.* 61: 339–374.
- Colwell, R.K. 2009. EstimateS: statistical estimation of species richness and shared species from samples. Version 9. User's guide and application. Available at: <http://purl.oclc.org/estimates>.
- Colwell, R.K., C.X. Mao and J. Chang. 2004. Interpolating, extrapolating, and comparing incidence-based species accumulation curves. *Ecology* 85: 2717–2727.
- Cunha, A.A. and M.V. Vieira. 2002. Support diameter, incline, and vertical movements of four didelphid marsupials in the Atlantic Forest of Brazil. *J. Zool.* 258: 419–426.
- Dittrich, V.A.O., J.L. Waechter and A. Salino. 2005. Species richness of pteridophytes in a montane Atlantic rain forest plot of southern Brazil. *Acta Bot. Bras.* 19: 519–525.
- Folmer, O., M. Black, W. Hoeh, R. Lutz and R. Vrijenhoek. 1994. DNA primers for amplification of mitochondrial cytochrome c oxidase subunit I from diverse metazoan invertebrates. *Mol. Mar. Biol. Biotech.* 3: 294–299.
- Fonseca, G.A.B. and J.G. Robinson. 1990. Forest size and structure: competitive and predatory effects on small mammal communities. *Biol. Conserv.* 53: 265–294.
- Galindo-Leal, C. and I.G. Câmara. 2003. Atlantic forest hotspot status: an overview. In: (C. Galindo-Leal and I.G. Câmara, eds.) *The Atlantic Forest of South America: biodiversity status, threats, and outlook*. Island Press, Washington, DC, pp. 3–11.
- Goulart, F.V.B., F.L. Souza, H.B. Pavese and M.E. Graipel. 2006. Estrutura populacional e uso do estrato vertical por *Micoureus paraguayanus* (Didelphimorphia, Didelphidae) em fragmentos de floresta Atlântica de planície no sul do Brasil. *Biotemas* 19: 45–53.
- Hebert, P.D.N., A. Cywinska, S.L. Ball and J.R. deWaard. 2003. Biological identifications through DNA barcodes. *Proc. R. Soc. Lond. B Biol. Sci.* 280: 313–321.
- Kaehler, M., I.G. Varassin and R. Goldenberg. 2005. Polinização em uma comunidade de bromélias em Floresta Atlântica Alto-montana no estado do Paraná, Brasil. *Ver. Bras. Bot.* 28: 219–228.
- Kraaijeveld, K., F.J.L. Kraaijeveld-Smit and G.J. Adcock. 2003. Does female mortality drive male semelparity in dasyurid marsupials? *Proc. R. Soc. Lond. B. Biol. Sci.* 270: 251–253.
- Lange, R.B. and E.F. Jablonski. 1998. *Mammalia do estado do Paraná: Marsupialia*. *Estudos Biol.* 43: 224.
- Lu, L., D. Chesters, W. Zhang, G. Li, Y. Ma, H. Ma, X. Song, H. Wu, F. Meng, C. Zhu and Q. Liu. 2012. Small mammal investigation in spotted fever focus with DNA-barcoding and taxonomic implications on rodents species from Hainan of China. *PLoS One* 7: e43479.
- Naxara, L., B.T. Pinotti and R. Pardini. 2009. Seasonal microhabitat selection by terrestrial rodents in an old-growth Atlantic Forest. *J. Mammal.* 90: 404–415.
- Olson, D.M., E. Dinerstein, E.D. Wikramanayake, N.D. Burgess, G.V.N. Powell, E.C. Underwood, J.A. D'Amico, I. Itoua, H.E. Strand, J.C. Morrison, C.J. Loucks, T.F. Allnutt, T.H. Ricketts, Y. Kura, J.F. Lamoreux, W.W. Wettengel, P. Hedao and K.R. Kassem. 2001. Terrestrial ecoregions of the world: a new map of life on Earth. *BioScience* 51: 933–938.
- Paglia, A.P., G.A.B. da Fonseca, A.B. Rylands, G. Herrmann, L.M.S. Aguiar, A.G. Chiarello, Y.L.R. Leite, L.P. Costa, S. Siciliano, M.C.M. Kierulff, S.L. Mendes, V.C. Tavares, R.A. Mittermeier and J.L. Patton. 2012. Annotated checklist of Brazilian mammals. *Occas. Pap. Conserv. Biol.* 6: 1–76.
- Pardini, R. 2004. Effects of forest fragmentation on small mammals in an Atlantic Forest landscape. *Biodivers. Cons.* 13: 2567–2586.
- Pardini, R. and F. Umetzu. 2006. Pequenos mamíferos não-voadores da Reserva Florestal de Morro Grande – distribuição das espécies e da diversidade em uma área de Mata Atlântica. *Biota Neotropica* 6.
- Pardini, R., S.M. Souza, R. Braga-Neto and J.P. Metzger. 2005. The role of forest structure, fragment size and corridors in maintaining small mammal abundance and diversity in an Atlantic Forest landscape. *Biol. Cons.* 124: 253–266.
- Passamani, M. 1995. Vertical stratification of small mammals in Atlantic hill forest. *Mammalia* 59: 276–279.
- Passamani, M. 2000. Análise da comunidade de marsupiais em Mata Atlântica de Santa Teresa, Espírito Santo. *Bol. Mus. Biol. Mello Leitão* 11/12: 215–228.
- Passamani, M. and F.A.S. Fernandez. 2011. Movements of small mammals among Atlantic Forest fragments in Espírito Santo, southeastern Brazil. *Mammalia* 75: 83–86.
- Passamani, M. and D. Ribeiro. 2009. Small mammals in a fragment and adjacent matrix in southeastern Brazil. *Braz. J. Biol.* 69: 305–309.
- Pessôa, F.S., T.C. Modesto, H.G. Albuquerque, N. Attias and H.G. Bergallo. 2009. Non-volant mammals, Reserva Particular do Patrimônio Natural (RPPN) Rio das Pedras, municipality of Mangaratiba, state of Rio de Janeiro, Brazil. *Check List* 5: 577–586.
- Pires, A.S. and F.A.S. Fernandez. 1999. Use of space by the marsupial *Micoureus demerarae* in small Atlantic Forest fragments in south-eastern Brazil. *J. Trop. Ecol.* 15: 279–290.
- Prevedello, J.A., P. Ferreira, B.S. Papi, D. Loretto and M.V. Vieira. 2008. Uso do espaço vertical por pequenos mamíferos no Parque Nacional Serra dos Órgãos, RJ: um estudo de 10 anos

- utilizando três métodos de amostragem. Espaço Geografia 11: 35–38.
- Püttker, T., Y. Meyer-Lucht and S. Sommer. 2008. Fragmentation effects on population density of three rodent species in secondary Atlantic rainforest, Brazil. *Stud. Neotrop. Fauna E.* 43: 11–18.
- Ratnasingham, S. and P.D.N. Hebert. 2007. BOLD: the barcode of life data system (www.barcodinglife.org). *Mol. Ecol. Notes* 7: 355–364.
- Ribeiro, M.C., J.P. Metzger, A.C. Martensen, F.J. Ponzoni, and M.M. Hirota. 2009. The Brazilian Atlantic Forest: how much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. *Biol. Conserv.* 142: 1141–1153.
- Robert, K.A. and L.E. Schwanz. 2011. Emerging sex allocation research in mammals: marsupials and the pouch advantage. *Mammal Rev.* 41: 1–22.
- Sikes, R.S., W.L. Gannon and Animal Care and Use Committee of the American Society of Mammalogists – ASM. 2011. Guidelines of the American Society of Mammalogists for the use of wild mammals in research. *J. Mammal.* 92: 235–253.
- Silva, F.C. 1989. Composição florística e estrutura fitossociológica da floresta tropical ombrófila da encosta Atlântica no município de Morretes (Paraná). *Bol. Pesqui. Florest.* 18/19: 31–49.
- Silva, M.L.B. 2001. Aspectos ecológicos de duas comunidades de pequenos roedores ocorrentes em estádios sucessionais diferentes de Floresta Atlântica do Litoral Norte do Estado do Paraná. Master Thesis, Universidade Federal do Paraná, Curitiba. 96 pp.
- Silva, L.D. and M. Passamani. 2009. Mamíferos de médio e grande porte em fragmentos florestais no município de Lavras, MG. *Rev. Bras. Zoociências* 11: 137–144.
- Smith, E.P. and G. van Belle. 1984. Nonparametric estimation of species richness. *Biometrics* 40: 119–129.
- Struminski, E. 1996. Parque Estadual Pico do Marumbi, caracterização ambiental e delimitação de áreas de risco. Master Thesis, Universidade Federal do Paraná, Curitiba. 112 pp.
- Tamura, K., D. Peterson, N. Peterson, G. Stecher, M. Nei and S. Kumar. 2011. MEGA5: molecular evolutionary genetics analysis using maximum likelihood, evolutionary distance, and maximum parsimony methods. *Mol. Biol. Evol.* 28: 2731–2739.
- Umetsu, F. and R. Pardini. 2007. Small mammals in a mosaic of forest remnants and anthropogenic habitats – evaluating matrix quality in an Atlantic Forest landscape. *Landscape Ecol.* 22: 517–530.
- Veloso, H.P., A.L.E. Rangel-Filho and J.C.A. Lima. 1991. Classificação da vegetação brasileira, adaptada a um sistema universal. IBGE, Rio de Janeiro. 124 pp.
- Vieira, M.V.V. 1997. Body size and form in two neotropical marsupials, *Didelphis aurita* and *Philander opossum* (Marsupialia: Didelphidae). *Mammalia* 61: 245–254.
- Vieira, E.M. and E.L.A. Monteiro-Filho. 2003. Vertical stratification of small mammals in the Atlantic rain forest of south-eastern Brazil. *J. Trop. Ecol.* 19: 501–507.
- Viveiros de Castro, E.B. and F.A.S. Fernandez. 2004. Determinants of differential extinction vulnerabilities of small mammals in Atlantic forest fragments in Brazil. *Biol. Conserv.* 119: 73–80.
- Voss, R. and S.A. Jansa. 2009. Phylogenetic relationships and classification of didelphid marsupials, an extant radiation of New World methatherian mammals. *B. Am. Mus. Nat. Hist.* 322: 177.

CAPÍTULO 6

**REPRODUCTIVE DATA OF A THREATENED BAT, *Myotis ruber* (É .
GEOFFROY, 1806) (CHIROPTERA, VESPERTILIONIDAE) IN A SOUTHERN
BRAZILIAN DECIDUOUS SEASONAL FOREST**

**ITIBERÊ P. BERNARDI, JONAS SPONCHIADO, FÁBIO A. F. JACOMASSA,
ELI M. TEIXEIRA, JOÃO M. D. MIRANDA & FERNANDO C. PASSOS**

Short Note

Itiberê P. Bernardi, Jonas Sponchiado*, Fábio A.F. Jacomassa, Eli M. Teixeira,
João M.D. Miranda and Fernando C. Passos

Reproductive data of a threatened bat, *Myotis ruber* (É. Geoffroy, 1806) (Chiroptera, Vespertilionidae) in a southern Brazilian deciduous seasonal forest

Abstract: *Myotis ruber* is a widely distributed bat in South America, but it is considered rare and its natural history is virtually unknown. These factors contribute to the classification of the species as vulnerable regionally and near-threatened globally. In this context, the aim of this note is to present new data about the reproductive biology of *M. ruber*, thus expanding the knowledge about its natural history and, consequently, contributing to the conservation of the species. After an extensive effort to capture bats in southern Brazil, we captured 40 individuals of *M. ruber*. Pregnant females (n=17) were observed mainly in October in different years. In addition, seven immature individuals were captured. Based on our results, it is expected that the species will fit the general pattern for bats determined by climate and food resources, but our data do not allow us to assign conclusive reproductive patterns. Although not conclusive, the information presented in this note represents the first opportunity to gather breeding information about this rare and threatened species.

Keywords: Neotropical bat; Red myotis; reproduction; threatened species.

***Corresponding author: Jonas Sponchiado**, Programa de Pós-Graduação em Biodiversidade Animal, Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, Rio Grande do Sul, Brazil.
e-mail: jsponchiado@gmail.com

Itiberê P. Bernardi, João M.D. Miranda and Fernando C. Passos: Laboratório de Biodiversidade, Conservação e Ecologia de Animais Silvestres, UFPR, Departamento de Zoologia, Universidade Federal do Paraná, Caixa Postal 19020, Curitiba, Paraná, Brazil, CEP 81.531-980

Itiberê P. Bernardi: Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, Paraná, Brazil

Fábio A.F. Jacomassa: Programa de Pós-graduação em Zoologia, Universidade Estadual Paulista, Rio Claro, São Paulo, Brazil

Eli M. Teixeira: Bióloga, CRBio 58.895-03D, Especialista em Biotecnologia e Gestão Ambiental, Faculdades Integradas de Santo Augusto, Santo Augusto, Rio Grande do Sul, Brazil

João M.D. Miranda: Departamento de Biologia, Universidade Estadual do Centro-Oeste, Guarapuava, Paraná, Brazil

Fernando C. Passos: Departamento de Zoologia, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, Paraná, Brazil

Among the genera of bats, *Myotis* Kaup, 1829 is the most complex, with 103 species worldwide according to Simmons (2005); of these species, 14 are found in South America (Wilson 2008, Moratelli et al. 2011) and 9 occur in Brazil (Paglia et al. 2012). *Myotis ruber* (É. Geoffroy, 1806) is distributed across southeastern Paraguay, northeastern Argentina, west Uruguay and southern, southeastern and northeastern Brazil (Barquez et al. 1999, López-González et al. 2001, Simmons 2005, Wilson 2008, Weber et al. 2010). Despite this relatively wide distribution, it seems to be a rare species (LaVal 1973, Silva 1994, Barquez et al. 1999, López-González et al. 2001), usually represented in inventories by only a few specimens (e.g., Wallauer and Albuquerque 1986, Passos et al. 2003, Weber et al. 2007). Because of these factors, the biology and ecology of this species are virtually unknown (Barquez et al. 1999, Wilson 2008).

Among the scarce information recorded in the literature about the reproductive biology of *Myotis ruber*, one male was noted with an apparent scrotum in December in Argentina (Mares et al. 1995) and another in February in Paraná state, Brazil (Bianconi and Pedro 2007). However, there is no correlation between the position of the testes and sperm production (Fazzolari-Corrêa 1995), and, according to Biggers (1966), only the presence of spermatozoa in the light seminiferous tubules is an indication of reproductive ability in males. The only relevant information about the reproductive biology of *M. ruber* is the record of a lactating female in early November in the Mata dos Godoy State Park in northern Paraná state, Brazil (Reis et al. 2003).

Myotis ruber is listed as ‘vulnerable’ according to the Brazilian Institute of Environment and Renewable Natural Resources (IBAMA) (Chiarello et al. 2008), and categorised as ‘near threatened’ at the global level according to the International Union for Conservation of Nature (IUCN) criteria (Barquez and Diaz 2008). Among the recommended measures for its conservation are the protection of its habitat and research involving biology, ecology and geographic distribution (Pacheco and Freitas 2003, Miranda et al. 2009). Thus, the aim of this note is to provide information about the reproductive activity of *M. ruber* to fill some gaps in knowledge of the biology of this threatened species.

This study was conducted in the municipality of Frederico Westphalen (27°21’S and 53°23’W, 522 m), located in the Upper Uruguay River region, northwestern Rio Grande do Sul state, southern Brazil. The region is within the deciduous seasonal forest domain. The climate is classified as subtropical humid temperate (Cfa according to the Köppen classification), and the annual average temperature is around 18°C, with summers being higher than 41°C and winters lower than 0°C. The annual average precipitation is high, generally between 1800 and 2100 mm, and well-distributed throughout the year (Bernardi et al. 2007).

From October 2004 to April 2007, we randomly sampled bats in 11 sites in the municipality of Frederico Westphalen (Bernardi et al. 2009). Bats were captured with mist nets (7×2.5 m) placed 0.5 m above the ground in trails, clearings and forest edges, as well as perpendicularly above streams. Specimens of *Myotis ruber* captured were marked on the forearm with a colored plastic ring and released at the capture site. As *M. ruber* is an easily identified species in field conditions, and due to its legally threatened status, only two specimens were collected and are currently deposited in the Coleção Científica do Departamento de Zoologia, Universidade Federal do Paraná, Sessão de Mastozoologia (DZUP/CCMZ 696 and 697).

To determine the development class (adult or juvenile) of each captured individual, we analyzed the degree of ossification of the epiphyses phalanges and the color and texture of the coat, as well as tooth wear (Kunz 1988). The reproductive status of females was determined by observation and abdominal palpation.

During the sampling, 40 specimens of *Myotis ruber* were captured, 16 males (13 adults and 3 juveniles) and 24 females (20 adults and 4 juveniles) (Figure 1). All captures were obtained in just one of the 11 sampled areas (a secondary forest fragment of approximately 35 ha covering the Tunas stream), which highlights the rarity of this species in the landscape.

Pregnant females (n=17) were captured in October 2004 (n=4), October 2005 (n=6), November 2005 (n=1), June 2006 (n=1), September 2006 (n=2) and October 2006 (n=3). The single recaptured female was pregnant in October 2004 and also in October 2005, October 2006 and April 2007. No reproductive activity was detected in adult females captured in September 2005 (n=2) and in April 2007 (n=1), and no captured female was lactating or post-lactating. Juveniles were captured in October 2004 (n=4), June 2005 (n=2) and October 2005 (n=1).

Four basic reproductive patterns have been proposed for Neotropical bats: 1) seasonal monoestry – a single reproductive peak annually; 2) bimodal seasonal polyestry – two reproductive peaks annually; 3) continuous polyestry – a long reproductive period, with a small period of inactivity; and 4) non-seasonal polyestry – reproduction throughout the year (Fleming et al. 1972, Willig 1985). Despite the highest number of individuals ever captured when compared to other studies (Wallauer and Albuquerque 1986, Passos et al. 2003, Weber et al. 2007), our data do not allow *Myotis ruber* to be assigned to any of these reproductive patterns, as we did not record any captures in several months, particularly in July and August (Figure 1). However the pregnancy of one female at a 6-month interval suggests polyestry.

The reproductive cycle of bats is apparently related to food availability (Tuttle and Stevenson 1982), as reproduction and lactation are costly physiological processes in terms of energy requirements (Loudon and Racey 1987). In turn, food availability is primarily influenced by seasonality and rainfall, with the warmer and rainy periods exhibiting greater resource availability (Tuttle and Stevenson 1982, Racey and Entwistle 2000). Therefore, in low latitudes, where seasonality is weak and food resources are available for a longer period of time, bat species tend to have longer reproductive cycles; at high latitudes, with marked seasonality, the reproduction period seems to be concentrated in warmer and rainy months (Tuttle and Stevenson

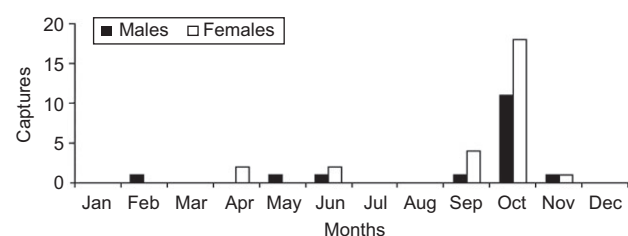


Figure 1. Total number and monthly distribution of male and female captures of *Myotis ruber* in Frederico Westphalen, state of Rio Grande do Sul, Brazil.

Monthly data from various years were used.

1982, Happold and Happold 1990, Krutzsch 2000). Thus most vespertilionid bats of temperate habitats exhibit monoestry (Krutzsch 2000), and at intermediate latitudes some species present intermediate reproductive patterns, e.g., *Myotis austroriparius* (Rhoads, 1897, Rice 1957) and *M. albescens* (É. Geoffroy, 1806) (Myers 1977). Our study region has a marked seasonality regarding temperature but no distinction between dry and rainy seasons. Therefore, a longer reproductive cycle is expected for *M. ruber*.

Myotis albescens, *M. nigricans* (Schinz, 1821) and *M. riparius* Handley, 1960 occur in sympatry with *M. ruber* (Bernardi et al. 2009); however, there exist few data about the reproduction of these species at the latitudes of the study region (Barquez et al. 1999). Information about *M. nigricans* is the most robust. In Paraguay, pregnant females were recorded in all months, and all females captured in September were pregnant (Myers 1977, López-González et al. 2001), which suggests a non-seasonal polyestry pattern with a peak in early spring, similar to our large number of pregnant females recorded in October. A polyestry cycle was also reported for *M. nigricans* (Wilson and LaVal, 1974, Willig 1985, Barclay and Harder 2003). In *M. albescens*, pregnancy was detected in late July and may be followed by one or two postpartum oestrus (Myers 1977). For *M. riparius*, González

(2001) reported reproductive activity in late November in Uruguay. However, these data are inconsistent and do not allow further comparisons.

Although the information collected on the reproduction of *Myotis ruber* does not allow the assignment of a reproductive pattern to the species, it is expected that the species fits the general pattern for insectivorous bats that is determined by climate and food resources. Although not conclusive, this information represents the first opportunity to gather breeding information about this rare and threatened species. Finally, we highlight the need for further research about *M. ruber* reproduction to corroborate the results presented here and/or finally establish the reproductive pattern of this species.

Acknowledgements: Our thanks to Rafael Ferigollo and Ignácio A. Bernardi for logistical support, Eduardo Grotto and Suelen H. Roani for help with the fieldwork and Geruza L. Melo and two anonymous referees for suggestions on improving the manuscript. CNPq provided a grant for J.M.D.M. and F.C.P. (303757/2012-4), and CAPES provided a scholarship for I.P.B., J.S. and F.A.F.J.

Received September 26, 2012; accepted April 19, 2013

References

- Barclay, R.M.R. and L.D. Harder. 2003. Life histories of bats: life in the slow lane. In: (T.H. Kunz and M.B. Fenton, eds.) *Bat ecology*. University of Chicago Press, Chicago, IL. pp.209–253.
- Barquez, R.M. and M. Díaz. 2008. *Myotis ruber*. In: IUCN 2011. IUCN red list of threatened species, version 2011.2. <www.iucnredlist.org>.
- Barquez, R.M., M.A. Mares and J.K. Braun. 1999. The bats of Argentina. *Spec. Publ. Mus. Texas Tech Univ.* 42: 1–275.
- Bernardi, I.P., A. Pulchério-Leite, J.M.D. Miranda and F.C. Passos. 2007. Ampliação da distribuição de *Molossops neglectus* Williams e Genoways (Chiroptera, Molossidae) para o Sul da América do Sul. *Rev. Bras. Zool.* 24: 505–507.
- Bernardi, I.P., J.M.D. Miranda, J. Sponchiado, E. Grotto, F.A.F. Jacomassa, E.M. Teixeira, S.H. Roani and F.C. Passos. 2009. Morcegos de Frederico Westphalen, Rio Grande do Sul, Brasil: Riqueza e utilização de abrigos. *Biota Neotrop* 9: 1–7.
- Bianconi, G.V. and W.A. Pedro. 2007. Família Vespertilionidae. In: (N.R. Reis, A.L. Peracchi, W.A. Pedro and L.P. Lima, eds.) *Morcegos do Brasil*. Universidade Estadual de Londrina, Londrina, Brazil. pp. 167–195.
- Biggers, J.D. 1966. Reproduction in male marsupials. *Symp. Zool. Soc.* 15: 251–280.
- Chiarello, A.G., L.M.S. Aguiar, R. Cerqueira, F.R. Melo, F.H.G. Rodrigues and V.M.F. Silva. 2008. Mamíferos ameaçados de extinção no Brasil. In: (A. Machado, G.M. Drummond and A.P. Paglia, eds.) *Livro Vermelho da fauna brasileira ameaçada de extinção*. FNMA/Fundação Biodiversitas, Belo Horizonte, Brazil. pp. 681–874.
- Fazzolari-Corrêa, S. 1995. Aspectos sistemáticos, ecológicos e reprodutivos de morcegos na Mata Atlântica. Tese de Doutorado. Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, Brazil. pp. 168.
- Fleming, T.H., E.T. Hooper and D.E. Wilson. 1972. Three Central American bat communities: structure, reproductive cycles, and movement patterns. *Ecology* 53: 553–569.
- González, E.M. 2001. Guía de campo de los mamíferos de Uruguay. Vida Silvestre, Sociedad Uruguaya para la Conservación de la Naturaleza, Montevideo, Uruguay. pp. 339.
- Happold, D.C.D. and M. Happold. 1990. Reproductive strategies of bats from Africa. *J. Zool.* 222: 557–583.
- Krutzsch, P.H. 2000. Anatomy, physiology and cyclicity of the male reproductive tract. In: (E.G. Crichton and P.H. Krutzsch, eds.) *Reproductive biology of bats*. Academic Press, San Diego, CA. pp. 91–155.
- Kunz, T.H. 1988. Ecological and behavioral methods for the study of bats. 2nd ed. Smithsonian Institution Press, Washington, DC. pp. 533.
- LaVal, R. 1973. A revision of the Neotropical bats of the genus *Myotis*. *Nat. Hist. Mus. Los Angeles County* 15: 1–54.

- López-González, C., S.J. Presley, R.D. Owen and M.R. Willig. 2001. The taxonomic status of *Myotis* (Chiroptera: Vespertilionidae) in Paraguay. *J. Mammal.* 82: 138–160.
- Loudon, A.S.I. and P.A. Racey. 1987. Reproductive energetics in mammals. *Symp. Zool. Soc., London., No. 57.* Oxford University Press, Oxford, UK. pp. 371.
- Mares, M.A., R.M. Barquez and J.K. Braun. 1995. Distribution and ecology of some Argentine bats (Mammalia). *Ann. Carnegie Mus.* 64: 219–237.
- Miranda, J.M.D., I.P. Bernardi and F.C. Passos. 2009. Plano de conservação para morcegos. In: (Instituto Ambiental do Paraná, ed.), Planos de conservação para espécies de mamíferos ameaçados. IAP/Projeto Paraná Biodiversidade, Curitiba, Brazil. pp. 31–43.
- Moratelli, R., A.L. Peracchi, D. Dias and J.A. Oliveira. 2011. Geographic variation in South American populations of *Myotis nigricans* (Schinz, 1821) (Chiroptera, Vespertilionidae), with the description of two new species. *Mamm. Biol.* 76: 592–607.
- Myers, P. 1977. Patterns of reproduction of four species of vespertilionid bats in Paraguay. *Univ. Calif. Publ. Zool.* 107: 1–41.
- Pacheco, S.M. and T.R.O. Freitas. 2003. Quirópteros. In: (C.S. Fontana, G.A. Bencke and R.E. Reis, eds.) Livro vermelho da fauna ameaçada de extinção no Rio Grande do Sul. EDIPUCRS, Porto Alegre, Brazil. pp. 483–497.
- Paglia, A.P., G.A.B. Fonseca, A.B. Rylands, G. Herrmann, L.M.S. Aguiar, A.G. Chiarello, Y.L.R. Leite, L.P. Costa, S. Siciliano, M.C.M. Kierulff, S.L. Mendes, V.C. Tavares, R.A. Mittermeier and J.L. Patton. 2012. Lista anotada dos mamíferos do Brasil/ Annotated checklist of Brazilian mammals. 2ª edição/2nd ed. Occasional Papers in Conservation Biology, No. 6. Conservation International, Arlington, VA. pp. 76.
- Passos, F.C., W.R. Silva, W.A. Pedro and M.R. Bonin. 2003. Frugivoria em morcegos (Chiroptera, Phyllostomidae) no Parque Estadual Intervalles, sudeste do Brasil. *Rev. Bras. Zool.* 20: 511–517.
- Racey, P.A. and A.C. Entwistle. 2000. Life-history and reproductive strategies of bats. In: (E.G. Crichton and P.H. Krutzsch, eds.) Reproductive biology of bats. Academic Press, San Diego, CA. pp. 363–414.
- Reis, N.R., M.L.S. Barbieri, I.P. Lima and A.L. Peracchi. 2003. O que é melhor para manter a riqueza de espécies de morcegos (Mammalia, Chiroptera): um fragmento florestal grande ou vários fragmentos de pequeno tamanho? *Rev. Bras. Zool.* 20: 225–230.
- Rice, D.W. 1957. Life history and ecology of *Myotis austroriparius* in Florida. *J. Mammal.* 38: 15–32.
- Silva, F. 1994. Mamíferos silvestres: Rio Grande do Sul. Publicações Avulsas FZB, N. 7. Fundação Zoobotânica do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, Brazil. pp. 246.
- Simmons, N.B. 2005. Order Chiroptera. In: (D.E. Wilson and D.M. Reeder, eds.) Mammal species of the world: a taxonomic and geographic reference. 3rd ed. Vol. 1. The John Hopkins University Press, Baltimore, MD. pp. 312–529.
- Tuttle, M.D. and D. Stevenson. 1982. Growth and survival of bats. In: (T.H. Kunz, ed.) Ecology of bats. Plenum Press, New York. pp. 105–150.
- Wallauer, J.P. and E.P. Albuquerque. 1986. Lista preliminar dos mamíferos observados no Parque Florestal Estadual do Turvo, Tenente Portela, RS, Brasil. *Roessleria* 8: 179–185.
- Weber, M.M., J. Arruda and N.C. Cáceres. 2007. Ampliação da distribuição de quatro espécies de morcegos (Mammalia, Chiroptera) no Rio Grande do Sul, Brasil. *Biota Neotrop.* 7: 293–296.
- Weber, M.M., L.C. Terribile and N.C. Cáceres. 2010. Potential geographic distribution of *Myotis ruber* (Chiroptera, Vespertilionidae), a threatened Neotropical bat species. *Mammalia* 74: 333–338.
- Willig, M.R. 1985. Reproductive patterns of bats from Caatingas and Cerrado biomes of northeastern Brazil. *J. Mammal.* 66: 668–681.
- Wilson, D.E. 2008. Genus *Myotis* Kaup, 1829. In: (A.L. Gardner, ed.) Mammals of South America. University of Chicago Press, Chicago, IL. pp. 468–481.
- Wilson, D.E. and R.K. LaVal. 1974. *Myotis nigricans*. *Mamm. Spec.* 39: 1–3.

CAPÍTULO 7

**THE TAXONOMIC STATUS OF *Myotis levis levis* AND *Myotis levis dinellii*
(MAMMALIA: CHIROPTERA: VESPERTILIONIDAE)**

**JOÃO M. D. MIRANDA, ITIBERÊ P. BERNARDI, JONAS SPONCHIADO &
FERNANDO C. PASSOS**

The taxonomic status of *Myotis levis levis* and *Myotis levis dinellii* (Mammalia: Chiroptera: Vespertilionidae)

João M. D. Miranda^{1,5}, Itiberê P. Bernardi², Jonas Sponchiado³ & Fernando C. Passos⁴

¹ Departamento de Biologia, Universidade Estadual do Centro-Oeste do Paraná. Rua Fagundes Varela de Sá 03, 85040-080 Guarapuava, PR, Brazil.

² Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação, Setor de Ciências Biológicas, Universidade Federal do Paraná. Caixa Postal 19031, 81531-990 Curitiba, PR, Brazil.

³ Programa de Pós-Graduação em Biodiversidade Animal, Centro de Ciências Naturais e Exatas, Universidade Federal de Santa Maria. Cidade Universitária, prédio 17, 97105-900 Santa Maria, RS, Brazil.

⁴ Departamento de Zoologia, Setor de Ciências Biológicas, Universidade Federal do Paraná. Caixa Postal 19020, 81531-9080 Curitiba, PR, Brazil.

⁵ Corresponding author. E-mail: guaribajoao@yahoo.com.br

ABSTRACT. Investigating the *Myotis levis* complex is important for understanding the taxonomic status of the two subspecies currently recognized in it: *Myotis levis levis* (I. Geoffroy, 1824) and *M. levis dinellii* Thomas, 1902. Both *M. levis levis* and *M. levis dinellii* have been recently observed in sympatry in Argentina. This finding suggests that these populations might in fact correspond to distinct species rather than subspecies, as they have traditionally been designated. By using a multivariate morphometric approach, we demonstrate that *M. l. levis* has secondary sexual dimorphism in several measurements, with females being larger than males; sexual dimorphism was not detected in *M. levis dinellii*. However, we found morphometric differences between the two taxa. These differences exceeded those documented for other Neotropical *Myotis*. Based on their sympatry, morphological, and morphometrical differences, we propose a change in the status of both subspecies to *M. levis* and *M. dinellii*.

KEY WORDS. Morphometric; multivariate analysis; Neotropical *Myotis*; southern South America.

Myotis Kaup, 1829 is the largest genus of Vespertilionidae (LaVal 1973, SIMMONS 2005). There are 17 species in the Neotropical region, five of which are polytypic, including the *Myotis levis* complex (SIMMONS 2005, STADELMANN *et al.* 2007, GARDNER 2008, MORATELLI & WILSON 2011, MORATELLI *et al.* 2011). Although *Myotis levis levis* (I. Geoffroy, 1824) and *Myotis levis dinellii* Thomas, 1902 were described as species, both have commonly been treated as subspecies (MILLER & ALLEN 1928, LAVAL 1973, SIMMONS 2005, GARDNER 2008). LAVAL (1973) proposed the designation of *M. levis dinellii* as a subspecies of *M. levis* due to their similarity and their allopatric distributions. However, because only a few specimens were available in collections until recently, questions existed regarding the taxonomic status of these two taxa, which were discriminated mostly based on coloration and size (LAVAL 1973, BARQUEZ *et al.* 1999). With improved field sampling, *M. levis levis* and *M. levis dinellii* began to be recognized as parapatric populations (ANDERSON 1997, BARQUEZ *et al.* 1999). Recently, both taxa have been observed in the same location in Argentina (BARQUEZ 2006) and, since then, some authors have considered *M. levis dinellii* as a species (BARQUEZ 2006, PASSOS *et al.* 2010, BARQUEZ *et al.* 2011, PAGLIA *et al.* 2012), promoting more confusion on the specific differentiation and taxonomic sta-

tus of these taxa (WILSON 2008, STEVENS *et al.* 2010, PERACCHI *et al.* 2012). In this study, we used multivariate approaches to assess the morphometric variation and taxonomic status of the *Myotis levis* complex.

MATERIAL AND METHODS

In order to assess variation in qualitative and quantitative characters among *Myotis levis sensu lato* populations, 52 adult specimens (with closed epiphyses) were examined (Appendix 1). All specimens were preserved in 70% alcohol and their skulls were removed and cleaned. All measurements were made by the same person (JMDM). These specimens have been previously assigned to *Myotis levis* based on the following set of traits, listed as diagnostic by LAVAL (1973), BARQUEZ *et al.* (1999), LÓPEZ-GONZÁLEZ *et al.* (2001), WILSON (2008), and MIRANDA *et al.* (2011): 1) sagittal crest usually absent, but if present, poorly developed; 2) fringe of hairs on the border of the uropatagium; 3) uropatagium with pale border; and 4) dorsal hairs bicolored. The following diagnostic traits were considered in the sub-specific differentiation: 1) forearm longer than 38 mm in *M. levis levis* and shorter than 38 mm in *M. levis*

dinellii; 2) greatest length of skull longer than 14.4 mm in *M. levis levis* and smaller than 14.25 mm in *M. levis dinellii*; 3) dorsal hair slightly bicolored, with dark brown bases and light brown tips in *M. levis levis* and dorsal hair bicolored and strongly contrasting in *M. levis dinellii*, with dark brown bases and yellow tips; and 4) ventral hairs with dark brown at the base and white tips with frosted appearance in *M. levis levis* and dark brown at the base with light brown tips in *M. levis dinellii* (BARQUEZ *et al.* 1999, WILSON 2008, MIRANDA *et al.* 2011).

Twenty-two specimens were assigned to *M. levis dinellii* (12 Males, 10 Females) and 32 specimens were assigned to *M. levis levis* (9M, 23F). For a final comparative analysis, samples of four additional Brazilian species of *Myotis* were included: 4 specimens of *Myotis albescentis* (É. Geoffroy, 1806) (3M, 1F); 37 *Myotis nigricans* (Schinz, 1821) (16M, 21F); 14 *Myotis riparius* Handley, 1960 (3M, 11F); and 38 *Myotis ruber* (É. Geoffroy, 1806) (25M, 13F). For the last analysis, characters associated with secondary sexual dimorphism were not considered (each species was considered as a unique group). All specimens are deposited in the following scientific collections and are listed in Appendix 1 (followed by their abbreviations in parentheses): the Coleção Científica de Mastozoologia do Departamento de Zoologia da Universidade Federal do Paraná (DZUP) and the Museu de Zoologia da Universidade de São Paulo (MZUSP).

Using a Mitutoyo® digital caliper with a precision of 0.01 mm, 15 metric characters (four external and 11 craniodental metrics) were measured: total length (TL) – the longest body length, from the snout to the tip of the tail; tail length (TaL) – the distance from the most posterior region of the pelvis to the tip of the tail; ear length (EL) – the distance from the lowermost portion of the ear aperture to the tip of the ear; forearm length (FA) – the longest length of the forearm, including the carpus; condylobasal length (CBL) – the distance from the most posterior region of the occipital condyle to the proximal region of the central incisors; interorbital breadth (IB) – the smallest distance between orbital constrictions; greatest skull length (GSL) – the distance between the most posterior region of the occiput to the proximal region of the central incisors; postorbital constriction (POC) – the smallest width of the post-orbital constriction; breadth of braincase (BBC) – the longest length of the cranium; maxillar tooththrow length (C-M) – the length from the most posterior region of the last molar to the anterior face of the canine of the corresponding side; mastoidal breadth (MB) – the longest breadth of the mastoidal processes; mandible tooththrow length (c-m) – the length from the most posterior region of the last molar to the anterior face of the canine of the corresponding side (on the mandible); mandible length (ML) – the distance from the anterior region of the anterior incisor to the condylar process of the corresponding side; breadth across canines (C-C) – the longest distance through the cingulum of the upper canines; and breadth across molars (M-M) – the longest distance through the vestibular edges of the upper molars. Missing values (4.6%) were estimated by the Principal Compo-

nent Method (STRAUSS *et al.* 2003). Measures were normalized by log-transforming the original morphometric dataset.

Secondary sexual dimorphism was evaluated for both taxa using a multivariate analysis of variance (MANOVA) with Wilks' lambda as the statistic test. The MANOVAs included all 15 morphometric traits. In instances in which MANOVAs showed significant differences between the sexes, univariate analysis of variance (ANOVA) of each of the characters was used to detect which traits differed statistically. Once dimorphism was detected in a subspecies, the subsequent analysis treated these taxa as two groups (males and females).

In order to compare morphometric traits among three groups (*M. levis dinellii*, *M. levis levis* females, and *M. levis levis* males), a Principal Component Analysis (PCA) was carried out. PCAs were based on the correlation matrix and were employed to assess patterns of morphometric variation. PCA was used to summarize the general trends of size and shape variation within all morphometric traits. In order to confirm that the differences between taxa were not random, we used the MANOVA test. When the MANOVA with Wilks' lambda showed significant differences among these taxa, we performed univariate analyses of variance (one-way ANOVAs) for each of the characters, to detect which traits differed statistically between subspecies.

In order to assess the magnitude of the differences between *M. levis levis* and *M. levis dinellii* compared with other Brazilian *Myotis*, four other Brazilian species were added to the morphometric analysis (*M. albescentis*, *M. nigricans*, *M. riparius*, and *M. ruber* – see Appendix 1). A new PCA was carried out with all six groups. All the analyses were carried out using the software PAST® version 2.14 (HAMMER 2012), and for all statistical analyses, findings were considered significant if $p < 0.05$.

RESULTS

Myotis levis levis – MANOVAs indicated the presence of significant dimorphism ($F_{15,16} = 3.345$, $p = 0.0109$) in *M. levis levis*. Variable-by-variable comparisons showed that the sexes differed significantly in five variables: TL, TaL, FA, CBL, and ML (Table I). The five variables were, on average, greater in females than in males. Therefore, in later analyses, *M. levis levis* was considered as being composed of two groups (males and females).

Myotis levis dinellii – MANOVAs indicated no dimorphism ($F_{15,6} = 3.355$, $p = 0.07166$) in *M. levis dinellii*. Therefore, in subsequent analyses, *M. levis dinellii* was evaluated as a single group.

The PCA revealed two morphometrically separate groups (*M. levis levis* x *M. levis dinellii*), as well as a partial separation between males and females of *M. levis levis* (Fig. 1). The first two PCs accounted for 84.73% of the overall variance. PC1 was positively influenced by all variables, reflecting the overall size of the specimens. PC2 was influenced mainly by EL, IB, and POC, mostly reflecting cranial and body shapes (Table II). PCA showed differences among the two taxa, mostly in PC1,

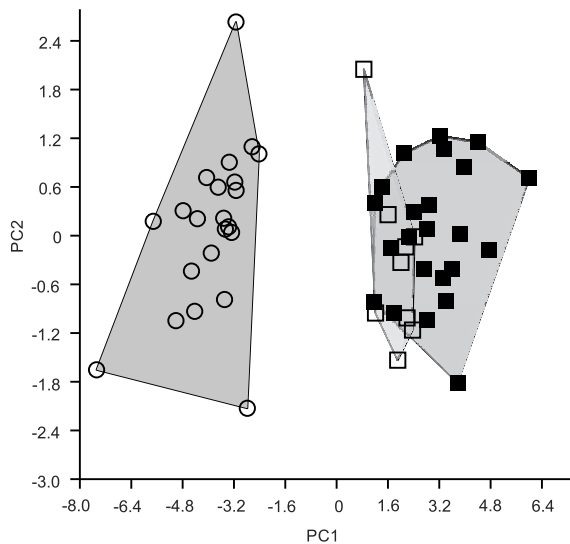


Figure 1. PCA scatter plot representing the projection of the three groups (□) *Myotis levis levis* males, (■) *M. levis levis* females and (○) *Myotis levis dinellii*, in the multivariate space formed by PC1 and PC2.

i.e., size differences. The MANOVA tests confirmed the results of the PCA, indicating that both taxa were distinct according to their variables, and the sexes were distinct in *M. levis levis* (MANOVA, $F_{30,76} = 12.63$, $p < 0.0001$). All of the averages of these measures were significantly greater in *M. levis levis* than in *M. levis dinellii* (Table I).

Table I. One-way ANOVAs of 15 log-transformed morphometric traits of the *Myotis levis levis* and *M. levis dinellii*. Numbers in bold indicate significant differences.

Variable	<i>M. levis levis</i> males vs. <i>M. levis levis</i> females		<i>M. levis levis</i> vs. <i>M. levis dinellii</i>	
	F	p	F	p
Total length	24.8900	<0.00010	90.08	<0.0001
Tail length	6.08200	0.019590	156.1	<0.0001
Ear length	1.50700	0.229200	96.29	<0.0001
Forearm length	4.48000	0.042700	252.3	<0.0001
Condylobasal length	6.89500	0.013480	195.9	<0.0001
Interorbital breadth	0.02960	0.864500	64.28	<0.0001
Greatest skull length	0.76240	0.389500	234.4	<0.0001
Postorbital constriction	2.74200	0.108200	14.93	0.00030
Breadth of braincase	0.04386	0.835500	54.35	<0.0001
Maxillar tooththrow length	2.20500	0.148000	315.8	<0.0001
Mastoidal breadth	1.24300	0.273700	161.8	<0.0001
Mandibular tooththrow length	0.88780	0.353600	430.5	<0.0001
Mandibular length	9.49900	0.004379	179.3	<0.0001
Breadth across canines	1.53400	0.225100	122.1	<0.0001
Breadth across molars	3.35700	0.076850	240.0	<0.0001

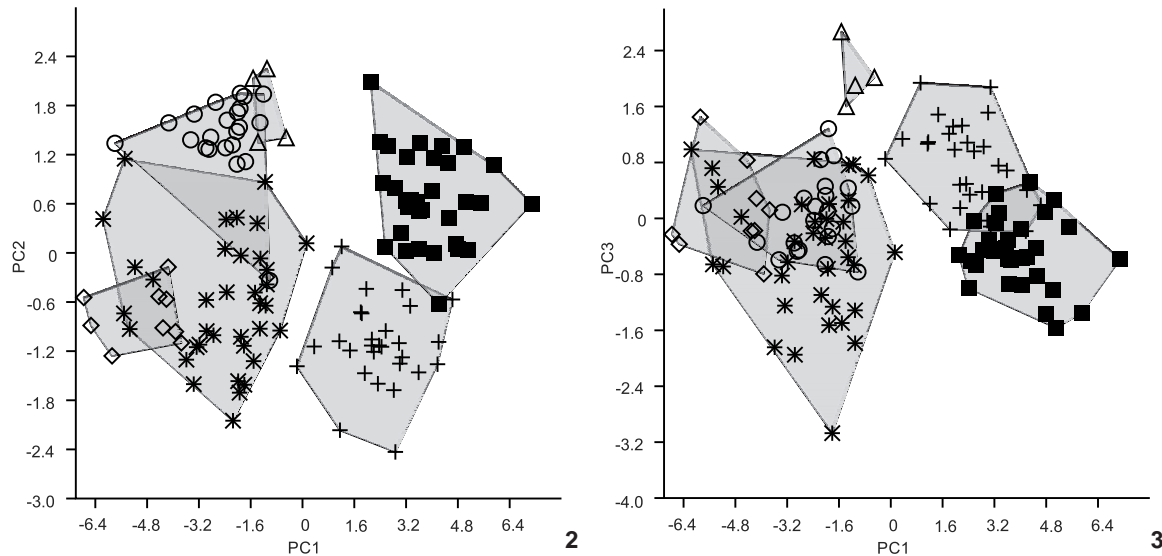
Table II. Loadings of 15 log-transformed morphometric traits and principal components (PC1 and PC2) for *Myotis levis levis* (males and females) and *Myotis levis dinellii*.

Variable	PC1	PC2
Total length	0.89850	0.023660
Tail length	0.09753	0.097530
Ear length	0.71840	-0.209500
Forearm length	0.94420	-0.041540
Condylobasal length	0.96140	-0.111600
Interorbital breadth	0.82800	0.261000
Greatest skull length	0.96270	-0.038250
Postorbital constriction	0.53250	0.814700
Breadth of braincase	0.78610	0.171800
Maxillar tooththrow length	0.94330	-0.122900
Mastoidal breadth	0.93960	-0.004275
Mandibular tooththrow length	0.96220	-0.140800
Mandibular length	0.95820	-0.137700
Breadth across canines	0.89520	-0.118300
Breadth across molars	0.93590	-0.074520
Percentage of variance (%)	78.7100	6.020000

In order to compare the observed results with other Brazilian *Myotis* species, we carried out a new PCA using all measurements, this time including four additional species: *M. albescentis*, *M. nigricans*, *M. riparius*, and *M. ruber*. The first three PCs summarized 86.26% of the overall variance. In this analysis, PC1 accounted for 72.1% of the variance in the dataset and was influenced by all variables equally, reflecting the size of the specimens. PC2 and PC3 accounted for 8.67% and 5.49% of the variance in the dataset, respectively. PC2 was influenced most markedly by EL, POC, BBC, and C-C and PC3 was influenced most by TaL, IB, POC, and C-C, reflecting both cranial shape and body proportions (Table III). By making this comparison, we were able to characterize the considerable dissimilarity (in size) between *M. levis levis* and *M. levis dinellii* (Figs 2 and 3), with the magnitude of these differences being equal to or greater than those observed between formally accepted species of the same evolutionary group (Neotropical *Myotis* clade) (SIMMONS 2005, STADELMANN *et al.* 2007). The averages, standard deviations, sample sizes, and ranges of the measurements are provided in Table IV, to facilitate the comparison of *M. levis levis* and *M. levis dinellii*.

DISCUSSION

Recent records of *M. levis levis* in sympatry with *M. levis dinellii* in Argentina (BARQUEZ 2006, BARQUEZ *et al.* 2011) and in southern Brazil (PASSOS *et al.* 2010) clearly indicate that both taxa are sympatric in part of their distributions. Therefore, the two taxa cannot be recognized as subspecies or geographical



Figures 2-3. PCA scatter plot representing the projection of the six examined taxa (■) *Myotis levis levis*, (○) *Myotis levis dinellii*, (+) *Myotis ruber*, (*) *Myotis nigricans*, (◇) *Myotis riparius*, and (▲) *Myotis albescens*, in the multivariate space formed by PC1 and PC2 (2) and PC1 and PC3 (3).

Table III. Loadings of 15 log-transformed morphometric traits and principal components (PC1, PC2, and PC3) for *Myotis levis levis* and *Myotis levis dinellii*, *Myotis albescens*, *Myotis ruber*, *Myotis riparius*, and *Myotis nigricans* samples.

Variable	PC1	PC2	PC3
Total length	0.8210	0.28530	-0.24710
Tail length	0.8083	-0.07001	-0.37190
Ear length	0.7158	0.33690	-0.25460
Forearm length	0.9484	-0.03826	-0.09477
Condylbasal length	0.9675	0.09750	-0.03321
Interorbital breadth	0.7045	0.05386	0.42230
Greatest skull length	0.9576	-0.03178	-0.09712
Postorbital constriction	0.6102	0.65080	0.36690
Breadth of braincase	0.7514	0.53620	-0.04146
Maxillar tooththrow length	0.9246	-0.23680	-0.08447
Mastoidal breadth	0.8875	0.10090	0.15000
Mandibular tooththrow length	0.9391	-0.24060	-0.08357
Mandibular length	0.9414	0.24090	0.01408
Breadth across canines	0.7700	-0.33320	0.42070
Breadth across molars	0.8869	-0.28010	0.10910
Percentage of variance (%)	72.100	8.67000	5.49000

rates of the same species (MAYR 1969, 1970, 1998), as traditionally accepted (MILLER & ALLEN 1928, LAVAL 1973, BARQUEZ *et al.* 1999, BIANCONI & PEDRO 2007, WILSON 2008, STEVENS *et al.* 2010, PERACCHI *et al.* 2012).

The differences between *M. levis levis* and *M. levis dinellii* found in the present study revealed considerable divergence,

Table IV. External and cranial measurements of *Myotis levis levis* and *Myotis levis dinellii*. Averages \pm one standard deviation, followed by the sample size in parenthesis and the range within each population and species.

Variable	<i>M. levis levis</i>	<i>M. levis dinellii</i>
Total length	92.94 \pm 4.80 (n = 29) 84.3-102.20	82.74 \pm 2.71 (n = 21) 74.46-86.92
Tail length	45.16 \pm 3.08 (n = 30) 40.05-52.00	36.53 \pm 2.13 (n = 21) 29.48-40.28
Ear length	16.35 \pm 1.55 (n = 30) 12.45-20.45	13.71 \pm 0.62 (n = 21) 12.28-14.90
Forearm length	40.82 \pm 1.43 (n = 34) 38.15-43.40	35.87 \pm 0.79 (n = 22) 34.25-37.25
Condylbasal length	14.54 \pm 0.42 (n = 33) 13.85-15.40	13.05 \pm 0.31 (n = 20) 12.30-13.55
Interorbital breadth	4.91 \pm 0.17 (n = 32) 4.65-5.25	4.46 \pm 0.18 (n = 22) 4.15-4.75
Greatest skull length	15.39 \pm 0.44 (n = 31) 14.40-16.75	13.82 \pm 0.30 (n = 21) 13.00-14.25
Postorbital constriction	3.91 \pm 0.11 (n = 34) 3.70-4.10	3.81 \pm 0.10 (n = 22) 3.61-4.06
Breadth of braincase	7.38 \pm 0.19 (n = 32) 7.00-7.75	7.02 \pm 0.16 (n = 21) 6.70-7.36
Maxillar tooththrow length	5.98 \pm 0.20 (n = 34) 5.65-6.80	5.18 \pm 0.14 (n = 22) 4.90-5.65
Mastoidal breadth	7.76 \pm 0.15 (n = 32) 7.45-8.05	7.27 \pm 0.13 (n = 22) 6.98-7.47
Mandibular tooththrow length	6.24 \pm 0.17 (n = 33) 5.90-6.60	5.40 \pm 0.15 (n = 22) 5.13-5.90
Mandibular length	11.22 \pm 0.47 (n = 33) 9.80-12.15	9.84 \pm 0.25 (n = 22) 9.23-10.30
Breadth across canines	3.82 \pm 0.14 (n = 31) 3.40-4.05	3.49 \pm 0.09 (n = 22) 3.29-3.64
Breadth across molars	6.04 \pm 0.12 (n = 33) 5.75-6.25	5.39 \pm 0.19 (n = 22) 5.05-5.90

mostly in size. These differences indicate that distinct evolutionary pressures have affected their evolution. Size may be a line of least evolutionary resistance, driving the evolutionary direction (MARROIG & CHEVERUD 2005). In fact, size tends to account for most of the interspecific variation within the genus (see the main steps in the key of identifications of species, e.g., BARQUEZ *et al.* 1999, GARDNER 2008). Variation in body size among bat species changes the echolocation frequencies and breadth of feeding niches (SIMMONS & CONWAY 2003). The PCAs indicated that the main difference was in size (PC1), whereas the MANOVAs clearly separated both taxa. LAVAL (1973) had already pointed out the size difference between the two taxa, yet underscored the great morphological similarity between them. Our approach, based on multivariate morphometrics, indicated that *M. levis levis* and *M. levis dinellii* are distinct. This finding led us to the following more conceptual questions: 1) What is the magnitude of the differences between *M. levis levis* and *M. levis dinellii*? 2) How many of these differences reflect taxonomic differences when compared with other species of the evolutionary group of Neotropical *Myotis*? 3) To what taxonomic hierarchical level should these two taxa be assigned?

The last PCA of *M. levis levis*, *M. levis dinellii*, *M. albescens*, *M. nigricans*, *M. riparius*, and *M. ruber* showed that the morphometric differences between *M. levis levis* and *M. levis dinellii* were as great as or greater than those observed among the other species analyzed. *Myotis levis levis* was more similar in size to *M. ruber* than to *M. levis dinellii*, and the latter, in turn, was more similar in size to *M. albescens* and *M. nigricans* than to *M. levis levis*. *Myotis levis levis* was clearly distinct from *M. ruber* in the color of the fur. *Myotis levis dinellii* was clearly distinct from *M. nigricans* in fur color and in the presence of a fringe of hair in the border of the uropatagium, and from *M. albescens* in the color of the fur and a had a smaller POC (BARQUEZ *et al.* 1999, WILSON 2008, MIRANDA *et al.* 2011).

Further, secondary sexual dimorphism was observed in specimens of *M. levis levis*, but not in *M. levis dinellii*. Females were larger than males in *M. levis levis*. These findings are similar to the sexual dimorphism observed in *M. nigricans* (MORATELLI *et al.* 2011) and in other vespertilionid bats (MYERS 1978), possibly a response to selective pressures relating to gestation, maternal care, and flight.

Therefore, our combined evidence supports the existence of two distinct taxa, given that they are: 1) sympatric; 2) morphologically distinct (in fur coloration); 3) morphometrically different; and 4) morphometrically different from one another to an extent that is similar to or greater than the differences among other species in their evolutionary group. Therefore, we agree with BARQUEZ (2006), PASSOS *et al.* (2010), BARQUEZ *et al.* (2011), and PAGLIA *et al.* (2012) and consider *M. levis* and *M. dinellii* to be separate species.

Despite new molecular data, uncertainties regarding *Myotis* evolutionary relationships still exist (RUEDI & MAYER 2001, STADELMANN *et al.* 2007). Increasing field efforts and also other

types of analysis such as tooth morphology and molecular data, which we consider better tools than the purely morphometric analysis in the present study, will allow a more comprehensive understanding of the evolutionary relationships relating to the diversification of this cosmopolitan genus.

ACKNOWLEDGMENTS

We thank CNPq for the productivity scholarship granted to FCP (303757/2012-4), and REUNI-UFRP and CAPES for the scholarships of IPB and JS. We thank Mário de Vivo for access to specimens from MZUSP. We also thank Marcio R. Pie, James J. Roper, and Diego Astúa de Moraes who provided useful comments and suggestions on the manuscript and the English version of it.

LITERATURE CITED

- ANDERSON, S. 1997. Mammals of Bolivia, taxonomy and distribution. *Bulletin of the American Museum of Natural History* 231: 1-652.
- BARQUEZ, R.M. 2006. Orden Chiroptera, p. 56-86. In: R.M. BARQUEZ; M. DÍAZ & R.A. OJEDA (Eds). *Mamíferos de Argentina, Sistemática y Distribución*. Tucumán, SAREM, 359p.
- BARQUEZ, R.M.; M.A. MARES & J.K. BRAUN. 1999. The Bats of Argentina. *Special Publications. Museum of Texas Tech University* 42: 1-275.
- BARQUEZ, R.M.; M.S. SÁNCHEZ & M.L. SANDOVAL. 2011. Nuevos registros de murciélagos (Chiroptera) en el norte de Argentina. *Mastozoología Neotropical* 18 (1): 11-24.
- BIANCONI, G.V. & W.A. PEDRO. 2007. Família Vespertilionidae, p. 167-195. In: N.R. REIS; A.L. PERACCHI; W.A. PEDRO & I.P. LIMA (Eds). *Morcegos do Brasil*. Londrina, Nélio R. dos Reis, 253p.
- GARDNER, A.L. 2008. *Mammals of South America: volume 1: marsupials, xenarthrans, shrews and bats*. Chicago, The University of Chicago Press, 669p.
- HAMMER, Ø. 2012. *PAST. Paleontological statistic. Version 2.14. Reference manual*. Oslo, Natural History Museum, University of Oslo, 225p.
- LAVAL, R. 1973. A revision of the Neotropical bats of the genus *Myotis*. *Natural History Museum Los Angeles County* 15: 1-54.
- LÓPEZ-GONZÁLEZ, C.; S.J. PRESLEY; R.D. OWEN & M.R. WILLIG. 2001. The taxonomic status of *Myotis* (Chiroptera: Vespertilionidae) in Paraguay. *Journal of Mammalogy* 82: 138-160.
- MARROIG, G. & J.M. CHEVERUD. 2005. Size as a line of least evolutionary resistance: diet and adaptative morphological radiation in New World Monkeys. *Evolution* 59: 1128-1142.
- MAYR, E. 1969. *Principles of systematic zoology*. New York, McGraw-Hill, 434p.
- MAYR, E. 1970. *Populations, species and evolution*. Cambridge, Harvard University Press, 453p.
- MAYR, E. 1998. *O desenvolvimento do pensamento biológico: diversidade, evolução e herança*. Brasília, Editora Universidade de Brasília, 1107p.

- MILLER, G.S. & G.M. ALLEN. 1928. The American bats of the genera *Myotis* and *Pizonyx*. **United States National Museum Bulletin 144**: 1-218.
- MIRANDA, J.M.D.; I.P. BERNARDI & F.C. PASSOS. 2011. **Chave ilustrada para a determinação dos morcegos da Região Sul do Brasil**. Curitiba, João M.D. Miranda, 51p.
- MORATELLI, R. & D.E. WILSON. 2011. A new species of *Myotis* Kaup, 1829 (Chiroptera, Vespertilionidae) from Ecuador. **Mammalian Biology 76**: 608-614.
- MORATELLI, R.; A.L. PERACCHI; D. DIAS & J.A. OLIVEIRA. 2011. Geographic variation in South American populations of *Myotis nigricans* (Schinz, 1821) (Chiroptera, Vespertilionidae), with the description of two new species. **Mammalian Biology 76**: 592-607.
- MYERS, P. 1978. Sexual dimorphism in size of vespertilionid bats. **American Naturalist 112** (986): 701-711.
- PAGLIA, A.P.; G.A.B. FONSECA; A.B. RYLANDS; G. HERRMANN; L.M.S. AGUIAR; A.G. CHIARELLO; Y.L.R. LEITE; L.P. COSTA; S. SICILIANO; M.C. KIERULFF; S.L. MENDES; V.C. TAVARES; R.A. MITTERMEIER & J.L. PATTON. 2012. Annotated checklist of Brazilian Mammals, 2nd Edition. **Occasional Papers in Conservation Biology 6**: 1-82.
- PASSOS, F.C.; J.M.D. MIRANDA; I.P. BERNARDI; N.Y. KAKU-OLIVEIRA & L.C. MUNSTER. 2010. Morcegos da Região Sul do Brasil: análise comparativa da riqueza de espécies, novos registros e atualizações nomenclaturais (Mammalia, Chiroptera). **Iheringia 100** (1): 25-34.
- PERACCHI, A.L.; I.P. LIMA; N.R. REIS; M.R. NOGUEIRA & H. ORTÊNCIO-FILHO. 2012. Ordem Chiroptera, p. 155-234. *In*: N.R. REIS; A.L. PERACCHI; W.A. PEDRO & I.P. LIMA (Eds). **Mamíferos do Brasil**. Londrina, Nélito Roberto dos Reis, 2nd ed., 439p.
- RUEDI, M. & F. MAYER. 2001. Molecular systematics of bats of the genus *Myotis* (Vespertilionidae) suggests deterministic ecomorphological convergences. **Molecular Phylogenetics and Evolution 21**: 436-448.
- SIMMONS, N.B. 2005. Order Chiroptera, p. 312-529. *In*: D.E. Wilson & D.M. Reeder (Eds). **Mammal species of the world: a taxonomic and geographic reference**. Baltimore, Johns Hopkins University Press, vol. 1, 2142p.
- SIMMONS, N.B. & T.M. CONWAY. 2003. Evolution of ecological diversity in bats, p. 493-535. *In*: T.H. KUNZ & M.B. FENTON (Eds). **Bat ecology**. Chicago, University of Chicago Press, 798p.
- STADELMANN, B.; L.K. LIN; T.H. KUNZ & M. RUEDI. 2007. Molecular phylogeny of New World *Myotis* (Chiroptera, Vespertilionidae) inferred from mitochondrial and nuclear DNA genes. **Molecular Phylogenetics and Evolution 43**: 32-48.
- STEVENS, R.D.; C. LÓPEZ-GONZÁLEZ; E.S. MCCULLOCH; F. NETTO & M.L. ORTIZ. 2010. *Myotis levis* (Geoffroy Saint-Hilaire) indeed occurs in Paraguay. **Mastozoologia Neotropical 17** (1): 195-200.
- STRAUSS, R.E.; M.N. ATANASSOV & J.A. OLIVEIRA. 2003. Evaluation of the Principal-Component and Expectation-Maximization methods for estimating missing data in morphometric studies. **Journal of Vertebrate Paleontology 23**: 284-296.
- WILSON, D.E. 2008. Genus *Myotis* Kaup 1829, p. 468-481. *In*: A.L. GARDNER (Ed.). **Mammals of South America: marsupials, xenarthrans, shrews and bats**. Chicago, The University of Chicago Press, vol. 1, 669p.
- Appendix 1. Specimens examined, museums and acronyms: mammalogy collections of the Universidade Federal do Paraná (DZUP), Zoology Museum of the Universidade de São Paulo (MZUSP), and Mammal Collection at Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro (ALP).
- Myotis albescens*: BRAZIL, *Rio Grande do Sul*: Frederico Westphalen Municipality (DZUP 574, 575, 576); *Paraná*: Porto Rico, Mutum Island (DZUP 226).
- Myotis levis dinellii*: BRAZIL, *Rio Grande do Sul*: Derrubadas, Parque Estadual do Turvo (8) (DZUP 701, 703, 704, 705, 706, 707, 708, 709, 710, 711); *Santa Catarina*: Ponte Alta do Norte (7) (DZUP 867-877); ARGENTINA: *Tucumán*: Las Vasquez Municipality (9) (MZUSP 2055).
- Myotis levis levis*: BRAZIL, *Rio de Janeiro*: Nova Friburgo (1) (MZUSP 2799); *São Paulo*: Cananéia, Parque Estadual Ilha do Cardoso (2) (MZUSP 27680, 27976); *Paraná*: Curitiba, Parque Municipal da Barreirinha (3) (DZUP 333, 334, 335, 336); Palmas (4) (DZUP 216, 217, 218, 369, 371, 372, 373, 376, 377, 380, 381, 382, 384, 385, 386, 387, 388, 389, 391, 392, 393, 394, 395, 396); *Rio Grande do Sul*: Cacequi (5) (MZUSP 3167).
- Myotis nigricans*: BRAZIL, *Paraná*: Cerro Azul, State Park of Campinhos (DZUP 056, 057, 058, 059, 061, 062, 063, 064, 065, 066, 086, 087, 088, 090, 092, 093, 096, 097, 099, 105, 106, 107, 108, 109, 110, 111, 112); Matinhos, State Park of Rio da Onça (DZUP 141, 144); São José dos Pinhais (DZUP 235, 236); Balsa Nova, São Luiz do Purunã locality (DZUP 410, 419, 420, 421, 422).
- Myotis riparius*: BRAZIL, *São Paulo*: Juquitiba (MZUSP 32966); Piedade (MZUSP 32963, 32964); *Paraná*: Maringá (DZUP 494, 495, 499, 500); *Rio Grande do Sul*: Frederico Westphalen (DZUP 577, 578).
- Myotis ruber*: BRAZIL, *São Paulo*: Buri (MZUSP 32968, 32971, 32972, 32974, 32975); São Paulo, State Park of Serra da Cantareira (MZUSP 31466, 31470, 31471, 31472, 31473); *Paraná*: Balsa Nova, Bugre (DZUP 191, 192, 193, 194, 206, 337); São Luiz do Purunã (DZUP 231, 232, 474, 475, 476, 477); Palmas (DZUP 213, 214); *Santa Catarina*: Passos Maia (DZUP 397, 478, 498); Urussanga (DZUP 580); *Rio Grande do Sul*: Frederico Westphalen (DZUP 582).

Submitted: 10.XII.2012; Accepted: 25.III.2013.

Editorial responsibility: Diego Astúa de Moraes

CAPÍTULO 8

ESTRUTURA DE COMUNIDADE DE MORCEGOS EM RELICTOS DE FLORESTA ESTACIONAL DECIDUAL NO SUL DO BRASIL

ITIBERÊ P. BERNARDI & FERNANDO C. PASSOS

ESTRUTURA DE COMUNIDADE DE MORCEGOS EM RELICTOS DE FLORESTA ESTACIONAL DECIDUAL NO SUL DO BRASIL

Itiberê P. Bernardi^{1,2} e Fernando C. Passos^{1,3}

¹ Laboratório de Biodiversidade, Conservação e Ecologia de Animais Silvestres, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, Brasil [Correspondência: Itiberê P. Bernardi <sturnira@gmail.com>]. ² Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, Brasil. Bolsista Capes. ³ Departamento de Zoologia, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, Brasil. Bolsista CNPq.

RESUMO: Por ser um grupo extremamente especioso, abundante e ocupar os mais variados habitats e recursos, os morcegos têm sido considerados excelentes modelos para estudos sobre diversidade. O presente estudo teve como objetivo descrever a estrutura da comunidade de morcegos em três áreas sob os domínios da Floresta Estacional Decidua, no município de Frederico Westphalen, no extremo norte do estado do Rio Grande do Sul. De outubro de 2005 a setembro de 2006, cada área recebeu esforço amostral de uma noite por mês do pôr ao nascer do sol. Em 36 noites de trabalho foram obtidas um total de 511 capturas de morcegos de 15 espécies e três famílias. Vespertilionidae apresentou sete espécies, seguida de Phyllostomidae com seis e Molossidae com duas espécies. O teste não paramétrico de Kruskal-Wallis revelou não haver diferenças significativas entre as três áreas. *Sturnira lilium* (É. Geoffroy, 1810) e *Artibeus lituratus* (Olfers, 1818) foram as espécies mais capturadas, com 52.4% e 34.4% de abundância relativa, respectivamente. As espécies frugívoras representaram 90.5% do total de capturas, seguidos pelos insetívoros com 9.3% e carnívoros com apenas 2%. Não houve diferenças significativas na composição da comunidade entre os meses e nem entre as estações do ano, sugerindo ausência de variações sazonais. As curvas de acumulação e de rarefação de espécies indicam que com a continuidade dos esforços o número de espécies continuaria aumentando. A ocorrência de espécies consideradas raras no sul do Brasil reforça a importância dos fragmentos florestais para a manutenção da diversidade da fauna de morcegos.

ABSTRACT: Bat community structure in a Seasonal Deciduous Forest fragment in southern Brazil. Because of their being extremely specious, abundant and occupying the most diverse habitats and food resources, bats have been considered excellent models for diversity studies. This study aimed to describe the bat community structure in three sites in the Seasonal Deciduous Forest of the city of Frederico Westphalen, in northern Rio Grande do Sul state. From October 2005 to September 2006, each of the three sites received a monthly sampling effort of one night from dusk to dawn. In 36 nights of field work were obtained a total of 511 catches of 15 species of bats and three families. Vespertilionidae presented seven species, followed by six Phyllostomidae and Molossidae with two species. The nonparametric Kruskal-Wallis test revealed no significant differences between sites. *Sturnira lilium* and *Artibeus lituratus* were the main species caught, with 52.4% and 34.4% relative abundance, respectively. Frugivorous species accounted for 90.5% of the total catch, followed by insectivores with 9.3% and carnivores with only 2%. There were no significant differences in community composition between months and even between the seasons, suggesting the absence of seasonal variations. The curves of accumulation

and rarefaction of species indicate that with the continuing efforts the number of species continue to grow. The occurrence of species considered rare in southern Brazil reinforces the importance of forest fragments to maintain the diversity of the bat faunas.

Palavras-chave. Abundância. Frederico Westphalen. Mamíferos. Riqueza. Similaridade.

Key words. Abundance. Mammals. Municipality of Frederico Westphalen. Richness. Similarity.

INTRODUÇÃO

O Brasil, juntamente com a Colômbia, México e Indonésia, é um país considerado megadiverso (Mittermeier et al., 1992), devido à grande quantidade de espécies animais e vegetais que abriga. Atualmente, essa biodiversidade está ameaçada por uma conjunção de causas que podem levar a perda de várias dessas espécies. Dentre essas causas estão a incursão do homem nos ambientes naturais e a contínua fragmentação dos habitats em subdivisões cada vez menores (Terborgh, 1992).

Os morcegos são reconhecidamente importantes na regulação dos ecossistemas tropicais e em muitas áreas representam 40 a 50% das espécies de mamíferos (Patterson e Pascual, 1972; Timm, 1994). Sua notável diversidade de formas, adaptações morfológicas e hábitos alimentares, permitem a utilização dos mais variados nichos, em complexa relação de interdependência com o meio (Fenton et al., 1992; Pedro et al., 1995; Kalko, 1997).

Destacam-se, nessa linha de raciocínio, a intensa participação dos nectarívoros como polinizadores de numerosas plantas (interação conhecida como quiropterofilia), interferindo diretamente nos processos de reprodução das mesmas; a disseminação de frutos e sementes, em razão do comportamento característico de transporte de frutos ou sementes ingeridas a distâncias consideráveis, observado em morcegos frugívoros (quiropterocoria); e, a decisiva contribuição para manutenção das populações de insetos dentro de um equilíbrio razoável, levando-se em conta que a maioria das espécies apresenta hábito alimentar insetívoro (Taddei, 1996).

Estudos intensivos sobre comunidades de morcegos neotropicais, buscando mais do que simplesmente listas anotadas, tiveram início

há cerca de quatro décadas, objetivando principalmente elucidar os diferentes aspectos de sua estrutura, tais como riqueza, os níveis de abundância, diversidade, partilha de recursos e os mecanismos que regulam estes parâmetros (Fleming et al., 1972; Bonaccorso, 1979; Aldridge e Rautenbach, 1987; Willig e Moulton, 1989; Findley, 1993; Kalko et al., 1996; Lim e Engstrom, 2001). Apesar dos inúmeros esforços empreendidos desde os primeiros estudos, ainda não existe consenso sobre os mecanismos que facilitam a coexistência das espécies nas comunidades de morcegos. Willig et al. (1993) mencionam que talvez o maior obstáculo ao progresso na compreensão da ecologia das comunidades de morcegos é o pouco conhecimento que temos sobre auto-ecologia das espécies. Por outro lado, as limitações metodológicas intrínsecas aos estudos de animais com hábitos noturnos e com grande flexibilidade comportamental também constituem desafios para o avanço da quiropterologia.

Nas últimas três décadas, o incremento nos estudos com morcegos, incluindo aspectos biológicos, biogeográficos, taxonômicos e filogenéticos foi considerável (Kunz e Racey, 1998). Contudo, para o Brasil, a base de dados ainda é insatisfatória (Bernard et al., 2011).

De acordo com Fenton et al. (1992) morcegos têm grande potencial como indicadores de níveis de destruição de habitats, além de serem considerados bom material de estudos sobre diversidade, devido à variedade e abundância de espécies nas regiões tropicais. No Brasil os morcegos representam cerca de um terço das espécies de mamíferos (Reis et al., 2006).

Das 168 espécies de quirópteros com ocorrência conhecida para o Brasil (Miranda et al., 2006; Miranda et al., 2007; Reis et al., 2007), 40 possuem registros no Rio Grande do Sul

(Silva, 1985; 1994; González, 2003; Pacheco e Marques, 2006; Weber et al., 2006; Bernardi et al., 2007; Pacheco et al., 2007; Passos et al., 2010).

A localização geográfica e a heterogeneidade de ambientes encontrados na Região Sul do Brasil se refletem em uma quiropterofauna com características ímpares, composta por espécies que têm na região seus limites meridionais de distribuição, assim como, por espécies que ali encontram seus limites setentrionais (Pacheco et al., 2007; Passos et al., 2010).

O Rio Grande do Sul é o estado mais austral do Brasil e situa-se em uma zona de transição entre os ecossistemas tropicais do sudeste e centro-oeste do Brasil e os ecossistemas subtropicais e temperados da área da bacia do rio da Prata (Belton, 1994).

Apesar de a partir da década de 1980 o estado ter recebido um notável incremento no conhecimento quiropterológico, a grande maioria dos estudos esteve concentrada na porção leste e nordeste, restando extensas áreas do estado que receberam pouco ou nenhum esforço amostral (Pacheco e Marques, 2006; Pacheco et al., 2007).

As informações sobre a quiropterofauna do extremo norte do Estado, porção originalmente coberta por vastas extensões da Floresta Estacional Decidua, ainda remontam aos esforços de Wallauer e Albuquerque (1986) que apresentaram dados preliminares sobre a mastofauna do Parque Estadual do Turvo (PET). Foi somente há cerca de 20 anos depois do trabalho de Wallauer e Albuquerque (1986) que a lista de espécies da região foi aumentada, com os registros de: (1) *Eumops auripendulus* Shaw, 1800 no ex-Parque Estadual de Nonoai (atualmente área indígena) (Trierveiler et al., 2002), (2) *Noctilio leporinus* Linnaeus, 1758 no PET (Silva et al., 2005) e (3) *Molossops neglectus* Willians e Genoways, 1980 no município de Frederico Westphalen (Bernardi et al., 2007).

De acordo com Pacheco et al. (2007) a região do Alto Uruguai, local do presente estudo, é prioritária para a realização de esforços visando à conservação dos morcegos no Rio Grande do Sul. Em vista disso, o presente estudo teve como objetivo conhecer a estrutura da comuni-

dade de morcegos em três fragmentos de Floresta Estacional Decidua sob diferentes graus de perturbação antrópica, no extremo norte do Rio Grande do Sul, norteado pelas seguintes perguntas: (1) Como estão estruturadas as comunidades de morcegos nas áreas estudadas? (2) Existem diferenças nos parâmetros riqueza, abundância e constância das espécies nas áreas estudadas? (3) Existem diferenças significativas na riqueza e na abundância de espécies ao longo dos meses e estações do ano?

MATERIAL E MÉTODOS

Área de estudo

As áreas de estudo localizam-se no município de Frederico Westphalen (27° 21' S e 53° 23' O, altitude de 522 m s.n.m.), no Médio Alto Uruguai, Estado do Rio Grande do Sul. Frederico Westphalen está localizado entre três últimos grandes remanescentes florestais do extremo norte do estado, distando cerca de 40 km do Parque Estadual do Turvo (17 491 ha), 28 km da Área Indígena de Nonoai (17 000 ha) e 14 km da Terra Indígena de Guarita (14 740 ha).

O clima da região é temperado do tipo subtropical com temperatura média anual em torno 18°C, com máximas no verão podendo atingir 41°C e mínimas no inverno atingindo valores inferiores a 0°C. A precipitação anual é geralmente entre 1800 e 2100 mm bem distribuídos ao longo do ano (Bernardi et al., 2007).

A região de Frederico Westphalen encontra-se no bioma Mata Atlântica, a cerca de 70 km dos primeiros contatos da floresta com os campos do bioma Pampa. As três áreas de amostragem estão sob os domínios da Floresta Estacional Decidua e podem ser caracterizadas pelos diferentes graus de alteração antrópica quando comparadas entre si, a constar:

Área 1: Fragmento florestal em zona rural - fragmento florestal de 35 hectares localizado a 3 km da área urbana. Predomina vegetação em estágio secundário de sucessão com porções de floresta primária alterada. A área é cortada pelo córrego Tunas e é a que sofre menor perturbação antrópica.

Área 2: Fragmento florestal periurbano - Fragmento florestal de aproximadamente 45 hectares mantém contato com a área urbanizada em um dos lados e com áreas rurais de cultivo no outro lado. Caracterizado por vegetação em estágio secundário de sucessão. Esta área sofre perturbação antrópica moderada quando comparada às demais.

Área 3: Bosque urbano - Localizada na área urbana do município é formada por áreas gramadas com vegetação esparsa, onde estão presentes espécies nativas e espécies exóticas. Esta área sofre alta perturbação antrópica.

A área 1 está localizada a aproximadamente dois quilômetros das demais áreas, que entre si distam cerca de 600 metros.

Obtenção dos dados

Cada uma das três áreas recebeu uma noite completa de amostragem por mês (do pôr ao nascer do sol), entre outubro de 2005 e setembro de 2006, totalizando 36 noites de coletas (12 noites em cada área). Em cada noite foram utilizadas seis redes (7 x 2.5 m) posicionadas a 0.5 m do solo em trilhas, clareiras, bordas da mata, bem como dispostas perpendicularmente sobre cursos d'água. As redes eram revisadas em intervalos de uma hora.

Os morcegos foram identificados de acordo com Vieira (1942), LaVal (1973), Vizotto e Taddei (1973), Taddei et al. (1998), Barquez et al. (1999), López-González et al. (2001) e Gregorin e Taddei (2002). Comparações com espécimes depositados em museus também foram utilizadas para confirmação da identidade específica dos exemplares.

Espécimes testemunho estão depositados na Coleção Científica de Mastozoologia do Departamento de Zoologia, Universidade Federal do Paraná (DZUP/CCMZ) (Apêndice).

Análise dos dados

Objetivando comparar o acúmulo de espécies em cada área, construímos curvas de acumulação e rarefação de espécies em função dos meses de amostragem e do número de espécimes obtidos, respectivamente. Foi calculada a constância (C) de cada espécie em cada uma das áreas de acordo com Ciechanowski (2002), considerando uma espécie comum quando $C \geq 50\%$, relativamente comum quando $25\% \leq C < 50\%$ e rara quando $C < 25\%$. A abundância relativa (Ar %) na comunidade foi calculada multiplicando o número de capturas de cada espécie por 100 e dividindo o resultado pelo número total de capturas. Calculamos também a estimativa da riqueza de espécies pelo método de Jackknife.

Para a realização das análises estatísticas os dados de abundância foram logaritmizados para reduzir o efeito das espécies muito abundantes nos resultados. Como os dados de abundância por área não apresentaram distribuição normal (Shapiro-Wilk $p < 0.05$), foi utilizado o teste não-paramétrico de Kruskal-Wallis, com nível de significância de 5%,

para verificar a existência de diferenças significativas entre as áreas.

Para verificar a similaridade entre as três áreas amostradas realizamos uma análise de agrupamento utilizando o índice de similaridade de Bray-Curtis expresso em porcentagem de similaridade.

Objetivando verificar variações sazonais foram construídas matrizes de similaridade (Bray-Curtis) entre os meses e entre as estações do ano. A partir das matrizes foram confeccionados mapas perceptuais utilizando-se de análises de escalonamento multidimensional não-métrico (MDS), com sobreposição de Cluster. A existência de diferenças sazonais significativas foi testada a partir do teste de Kruskal-Wallis.

Para as análises foram utilizados os pacotes estatísticos Ecological Methodology 5.2, Bioestat 5 e Primer 6, a partir dos critérios apresentados por Krebs (1998), Zar (1999), Magurran (2004) e Hair et al. (2009).

RESULTADOS

Ao final de 36 noites de captura, foram obtidas 511 capturas (incluindo 15 recapturas) de morcegos pertencentes a 15 espécies representantes de três famílias (**Tabela 1**): Família Vespertilionidae com sete espécies, seguida de Phyllostomidae com seis e Molossidae com duas espécies. A riqueza estimada pelo método de Jackknife para as três áreas em conjunto foi de 20.3 espécies.

Das 511 capturas, 171 ocorreram na área 1, 193 na área 2 e 147 na área 3. Nas áreas 1 e 3 ocorreram 11 espécies cada, enquanto a área 2 teve somente sete espécies. A área 1 apresentou quatro espécies exclusivas; *Chrotopterus auritus* (Peters, 1856), *Myotis nigricans* (Schinz, 1821), *M. ruber* (É. Geoffroy, 1806) e *Molossops neglectus* Willians e Genoways, 1980. A área 3 apresentou três espécies exclusivas; *Platyrrhinus lineatus* (É. Geoffroy, 1810), *Histiotus velatus* (I. Geoffroy, 1824) e *Molossus molossus* (Pallas, 1766). A área 2 não revelou nenhuma espécie exclusiva.

Sturnira lilium (É. Geoffroy, 1810) foi a espécie mais abundante e com maior valor de constância nas três áreas amostradas, seguida por *Artibeus lituratus* (Olfers, 1818) e *M. ruber* (**Tabela 1 e Fig. 1**).

Quanto as 15 recapturas, 10 correspondem à espécie *S. lilium*, quatro a *A. lituratus* e uma

Tabela 1

Espécies, hábito alimentar predominante (Hap), Car = carnívoro, Fru = frugívoro, Ins = insetívoro, número de capturas (N), constância (C) de morcegos nas três áreas amostradas, Rio Grande do Sul, Brasil.

Familia/espécie	Hap*	Área I		Área II		Área III		Total
		N	C	N	C	N	C	
Phyllostomidae								
<i>Chrotopterus auritus</i>	Car	1	8.3	-	-	-	-	1
<i>Artibeus fimbriatus</i>	Fru	1	8.3	3	16.6	1	8.3	5
<i>A. lituratus</i>	Fru	32	75	84	91.6	61	83.3	176
<i>Pygoderma bilabiatum</i>	Fru	5	33.3	7	25	1	8.3	13
<i>Platyrrhinus lineatus</i>	Fru	-	-	-	-	1	8.3	1
<i>Sturnira lilium</i>	Fru	100	83.3	95	91.6	73	100	268
Vespertilionidae								
<i>Histiotus velatus</i>	Ins	-	-	-	-	1	8.3	1
<i>Myotis albescens</i>	Ins	1	8.3	-	-	2	16.6	3
<i>M. nigricans</i>	Ins	1	8.3	-	-	-	-	1
<i>M. ruber</i>	Ins	13	50	-	-	-	-	14
<i>M. riparius</i>	Ins	1	8.3	1	8.3	1	8.3	3
<i>Eptesicus diminutus</i>	Ins	6	41.6	3	16.6	1	8.3	10
<i>E. furinalis</i>	Ins	7	33.3	1	8.3	3	25	11
Molossidae								
<i>Molossops neglectus</i>	Ins	3	16.6	-	-	-	-	3
<i>Molossus molossus</i>	Ins	-	-	-	-	2	16.6	2
Total		172	100	193	100	147	100	511

* Gardner (1977)

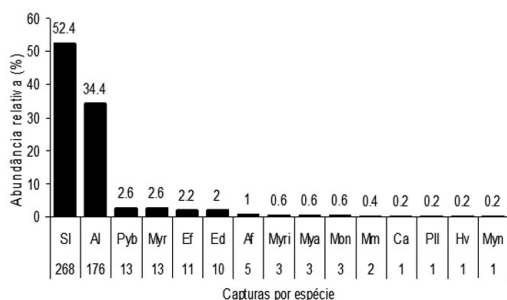


Fig. 1. Abundância relativa e total por espécie nas três áreas amostradas, Rio Grande do Sul, Brasil. SI= *Sturnira lilium*, AI= *Artibeus lituratus*, Pyb= *Pygoderma bilabiatum*, Myr= *Myotis ruber*, Ef= *Eptesicus furinalis*, Ed= *E. diminutus*, Af= *A. fimbriatus*, Myri= *M. riparius*, Mya= *M. albescens*, Mon= *Molossops neglectus*, Mm= *Molossus molossus*, Ca= *Chrotopterus auritus*, Pll= *Platyrrhinus lineatus*, Hv= *Histiotus velatus*, Myn= *M. nigricans*.

a *M. ruber*. Do total de recapturas obtidas, 10 foram realizadas em área distinta da primeira captura do exemplar, sendo seis recapturas de *S. lilium* e quatro de *A. lituratus*.

O cálculo da constância revelou para a área 1, cinco espécies raras, três espécies relativamente comuns e três comuns. Já a área 2 apresentou quatro espécies raras, uma relativamente comum e duas comuns e a área 3 apresentou oito espécies raras, uma relativamente comum e duas comuns (**Tabela 1**).

A distribuição trófica das espécies revelou cinco espécies com hábito alimentar predominantemente frugívoro, nove de hábito insetívoro e apenas uma espécie de hábito carnívoro (**Tabela 1**). A despeito disso, as cinco espécies frugívoras representam 90.5% da comunidade, enquanto os insetívoros representam 9.3% e carnívoros apenas 2%.

A **Fig. 2** apresenta as curvas de acumulação de espécies total e para as três áreas de acordo com os meses de amostragem. Pode-se observar que para as áreas 1 e 3 não houve uma estabilização evidente, já que em ambas as áreas houve aumento no número de espécies na nona (área 3) e décima (área 1) noites de coleta. Apenas a curva da área 2 apresentou estabilização desde a quinta noite de amostragem. Fato corroborado pelas curvas de rarefação em função do número de espécimes obtidos (**Fig. 3**).

O teste de Kruskal-Wallis revelou não haver diferenças significativas entre as comunidades ($H=1.47$, g.l.=2, $p=0.47$), e, não rejeitou a hipótese nula de similaridade entre os meses ($H=9.95$, g.l.=11, $p=0.53$) nem entre as estações do ano ($H=5.51$, g.l.=3, $p=0.13$), indicando a ausência de diferenças significativas de caráter sazonal. O índice de Bray-Curtis apontou 75.7% de similaridade entre as áreas 2 e 3, 73.9% entre 1 e 2, e, 64.6% entre 1 e 3, como representado na **Fig. 4**.

As **Figs. 5 e 6** demonstram a ordenação dos meses e das estações do ano respectivamente a partir do índice de similaridade de Bray-Curtis. É possível perceber que apesar de não existir diferenças estatísticas significativas entre os meses e nem entre as estações do ano, a análise MDS com sobreposição de Cluster aponta maior similaridade (80%) entre os meses de dezembro de 2005 e fevereiro de 2006 e entre julho e agosto de 2006 quando comparados aos demais meses de amostragem. Também é revelada por essa análise uma maior similaridade (80%) entre a primavera e o verão quando comparados com as demais estações do ano.

DISCUSSÃO

Os resultados obtidos nas análises indicam que as áreas amostradas não apresentam comunidades de morcegos significativamente distintas. Provavelmente a distância entre as áreas não seja suficientemente grande a ponto de provocar diferenças significativas na quiropterofauna o que também é reforçado pela movimentação evidenciada através das recapturas em áreas distintas a da primeira captura. A pequena distância entre as áreas também pode ser

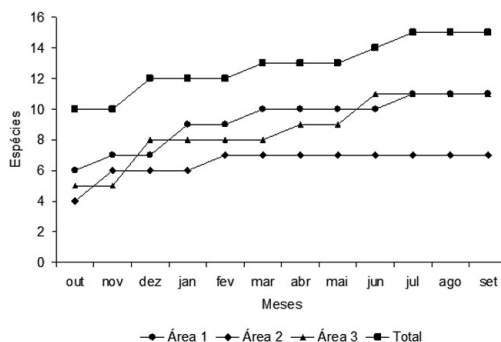


Fig. 2. Curvas de acumulação de espécies, total e para cada área, em função dos meses de captura, Rio Grande do Sul, Brasil.

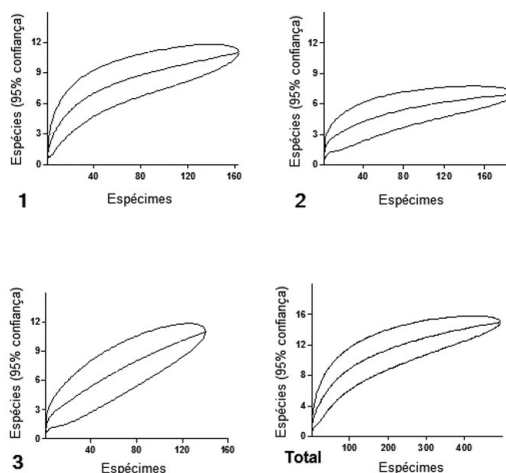


Fig. 3. Curvas de rarefação de espécies em função do número de espécimes capturados para as três áreas e total, Rio Grande do Sul, Brasil.

observada na análise de similaridade que foi maior entre as áreas 2 e 3, separadas por aproximadamente 600 m.

Alguns estudos já demonstraram que as espécies mais abundantes, geralmente mais oportunistas, podem possuir áreas de vida relativamente grandes, realizando grandes deslocamentos diários, além de serem bastante tolerantes a matriz alterada (e.g. Bernard e Fenton, 2003; Bianconi et al., 2004).

A riqueza específica obtida, de 15 espécies, representa 8.9% da quiropterofauna brasileira

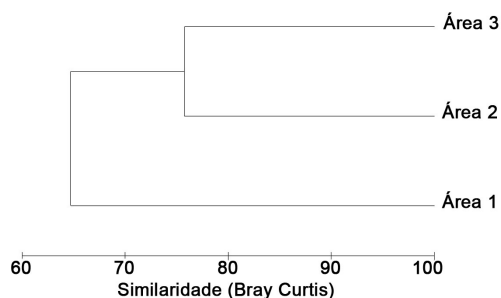


Fig. 4. Dendrograma demonstrando a porcentagem de similaridade entre as áreas pelo índice de Bray-Curtis, Rio Grande do Sul, Brasil.

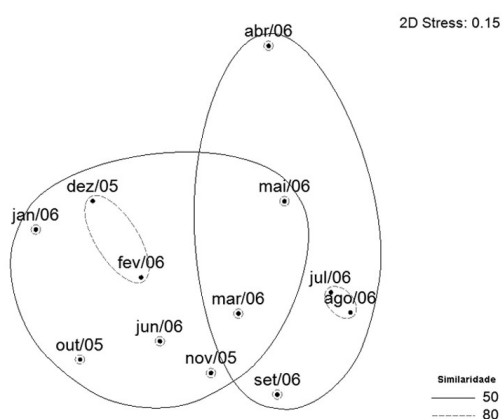


Fig. 5. Mapa perceptual da análise MDS com sobreposição de Cluster entre os meses de amostragem, Rio Grande do Sul, Brasil.

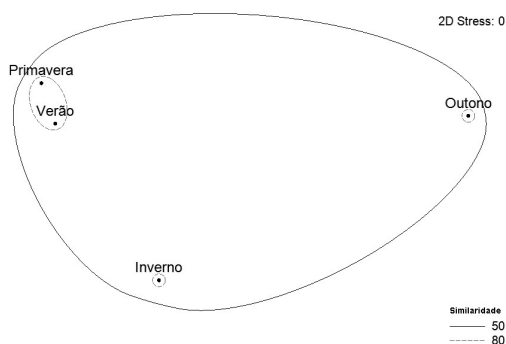


Fig. 6. Mapa perceptual da análise MDS com sobreposição de Cluster entre as estações do ano, Rio Grande do Sul, Brasil.

(Miranda et al., 2007; Reis et al., 2007), 37.5% da fauna de morcegos do estado do Rio Grande do Sul (Pacheco e Marques, 2006; Weber et al., 2006; Bernardi et al., 2007; Pacheco et al., 2007; Passos et al., 2010) e 65.2% das espécies já registradas para o município de Frederico Westphalen (Bernardi et al., 2009).

Quando analisamos a riqueza de espécies, a despeito de Phyllostomidae ser considerada a família predominante nas comunidades de mamíferos Neotropicais (Humphrey e Bonaccorso, 1979), Vespertilionidae apresentou a maior riqueza específica refletindo a influência do clima temperado das altas latitudes austrais sobre as comunidades aqui estudadas (Stevens, 2004).

Os frugívoros *S. lilium* e *A. lituratus* foram as espécies mais abundantes deste trabalho, corroborando com diversos outros estudos na região neotropical, onde parece haver um padrão com os filostomídeos dominando as comunidades (Voss e Emmons, 1996; Lim e Engstrom, 2001; Bernard e Fenton, 2002; Shalley et al., 2005). Espécies consideradas comuns podem apresentar maior plasticidade alimentar e comportamental, que lhes proporciona facilidade de adaptação a áreas de diferentes tamanhos e níveis de degradação. Medellín et al. (2000) avaliaram as comunidades de morcegos de quatro tipos de ambientes classificados de acordo com o grau de antropização e encontraram *S. lilium* como espécie mais abundante nas áreas mais alteradas, indicando essa relação entre abundância e distribuição.

Nos estados da porção sul-brasileira este padrão também parece ser fato. Com exceção dos trabalhos realizados em regiões cársticas onde o morcego-vampiro *Desmodus rotundus* (E. Geoffroy, 1810) parece ser mais abundante (Trajano, 1996; Arnone e Passos, 2007), nos estudos realizados em áreas florestais, sem influência de cavernas, *S. lilium* e *A. lituratus* normalmente figuram entre as espécies mais abundantes (Pedro e Passos, 1995; Pedro et al., 2001; Passos et al., 2003; Bianconi et al., 2004; Dala Rosa, 2004; Reis e Ortêncio-Filho, 2005; Zanon e Reis, 2007).

Merece destaque no presente trabalho *M. ruber* ($C = 50\%$), que a despeito de sua ampla distribuição geográfica é uma espécie

considerada ameaçada de extinção sob a categoria “Vulnerável” no Rio Grande do Sul (Pacheco e Freitas, 2003) e juntamente com *P. bilabiatum*, “Dados Insuficientes” (Pacheco e Freitas, 2003) divide a terceira posição no ranking de abundância total e relativa.

Quando analisamos a composição da comunidade do ponto de vista trófico, podemos perceber que os frugívoros apesar de possuírem somente cinco espécies, representam mais de 90% em termos de abundância, em contraste com os insetívoros que com nove espécies representam menos de 10%. A maior representatividade do hábito frugívoro pode ser resultado de uma série de causas, entre elas, o fato de ser o hábito alimentar predominante na família Phyllostomidae, que é mais facilmente capturada com redes de neblina e tem suas espécies geralmente dominando em abundância as comunidades de mamíferos (Gardner, 1977; Fenton et al., 1992; Passos et al., 2003).

Este contraste pode ser reflexo das limitações metodológicas inerentes ao uso de redes de neblina. Molossídeos e vespertilionídeos são difíceis de serem amostrados (Voss e Emmons, 1996; Bernad e Fenton, 2003), pois, além de voarem mais alto que filostomídeos, possuem um aparato ecolocalizador mais refinado, detectando com maior facilidade as redes de neblina (Pedro e Taddei, 1997; Simmons e Voss, 1998).

As curvas de acumulação em função dos meses de captura, e de rarefação em função dos espécimes obtidos, não atingiram assíntota, sugerindo o acréscimo de novas espécies com o aumento do esforço. De acordo com Colwell e Coddington (1994), a ausência de assíntota indica que as condições ideais de esforço amostral ainda não foram obtidas. O número de capturas obtidos também foi insuficiente segundo Bergallo et al. (2003), que apontam 1000 capturas como número mínimo para considerar uma área bem amostrada nos domínios da Mata Atlântica. A despeito disso, a estimativa de riqueza de Jakknife de 20.3 espécies se aproxima da riqueza apresentada por Bernardi et al. (2009) de 25 espécies para o município de Frederico Westphalen.

Hourigan et al. (2006) compararam a estrutura das comunidades de quirópteros não pteropodídeos em 32 áreas sob diferentes graus de urbanização na Austrália e concluíram que o número de espécies diminui à medida que aumenta a urbanização da área.

Neste trabalho encontramos a menor riqueza de espécies na área 2, considerada aqui como uma área moderadamente perturbada. O menor número de espécies e mais especificamente a ausência de representantes da família Molossidae pode estar relacionado com a arquitetura da vegetação da área que se apresenta mais densa do que nas demais.

Baumgarten (2009) aponta que áreas onde a vegetação se apresenta mais obstruída privilegiam as capturas de espécies com boa manobrabilidade, com baixo “aspect ratio”, como a grande maioria dos Phyllostomidae e Vespertilionidae em detrimento aos insetívoros com alto “aspect ratio”, forrageadores de áreas abertas como os Molossidae. Fato semelhante foi observado por Ciechanowski (2002) em Darzłubska Forest, na Polônia, com espécies insetívoras forrageadoras de áreas abertas como *Nyctalus noctula* (Schreber, 1774).

Nossos dados demonstraram não haver diferenças estatisticamente significativas na composição entre os meses e nem entre as estações, sugerindo a ausência de sazonalidade nos parâmetros utilizados para descrever a comunidade.

Quando abordamos os efeitos da sazonalidade sobre as comunidades de morcegos neotropicais, podemos verificar que as comunidades se comportam de maneiras bastante particulares não sendo possível atribuir um padrão. Algumas comunidades parecem não responder a sazonalidade do ambiente (e.g. Montiel et al., 2006). Entretanto, uma série estudos aponta variações sazonais mais ou menos pronunciadas nas comunidades de morcegos (Fleming, 1988; Zortea, 2003; Zortea e Alho, 2008). Zortea e Alho (2008) encontraram diferenças na abundância de algumas espécies de morcegos, como *Carollia perspicillata* e *S. lilium*, mais abundantes na estação seca, e *Artibeus planirostris*, mais numeroso na estação

chuvosa. A ausência de variações sazonais neste estudo pode estar relacionada com a ausência de estações úmida e seca bem definidas.

No estado do Rio Grande do Sul, existe registro da ocorrência para apenas uma espécie de Phyllostomidae da subfamília Phyllostominae, o carnívoro *C. auritus* (Passos et al., 2010). Neste estudo capturamos *C. auritus* apenas na área mais afastada da zona urbana do município, e que recebe menor perturbação de origem antrópica, fato que é corroborado por ser a subfamília Phyllostominae tradicionalmente utilizada como indicadora da qualidade do habitat, dado que seus representantes estão associados a ambientes relativamente mais preservados (Medellín et al., 2000; Gorrensens e Willig, 2004; Peters et al., 2006).

Apesar de as comunidades serem dinâmicas no espaço e no tempo o que impossibilita a extrapolação dos dados aqui apresentados para outras localidades ou mesmo outras épocas, as informações aqui apresentadas nos permitem concluir que: (1) Nas três áreas amostradas, apesar de as comunidades terem a participação de diferentes espécies, não existem diferenças significativas em relação aos parâmetros riqueza e abundância; (2) Apesar de a família Vespertilionidae apresentar maior riqueza específica, a comunidade de morcegos estudada é dominada pelas espécies frugívoras da família Phyllostomidae, *S. lilium* e *A. lituratus*, fato muito semelhante ao encontrado em outras áreas estudadas na região neotropical (Pedro e Passos, 1995; Voss e Emmons, 1996; Pedro et al., 2001; Lim e Engstrom, 2001; Bernard e Fenton, 2002; Passos et al., 2003; Bianconi et al., 2004; Dala Rosa, 2004; Shalley et al., 2005; Reis e Ortêncio-Filho, 2005; Zanon e Reis, 2007; Passos et al., 2009); e, (3) Assim como já demonstrado por Bernardi et al. (2009), os relictos de Floresta Estacional Decidual do extremo norte do Rio Grande do Sul, ainda guardam estoques consideráveis da fauna de quirópteros, com a ocorrência de espécies com status de conservação “Dados Insuficientes” e “Vulnerável” (Pacheco e Freitas, 2003). Tais dados reforçam o afirmado por Pacheco et al. (2007) de que a região do Médio Alto Uruguai

é prioritária para esforços de conservação da quiropteroфаuna no estado.

AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem J. Sponchiado, E. Grotto, S. Roani, F.A.F. Jacomassa, E.M.Teixeira, R. Ferigollo e I.A. Bernardi pelo indispensável auxílio em campo. M.O. Moura e J.M.D. Miranda pela leitura criteriosa e sugestões aos originais. A CAPES pela bolsa concedida a I.P. Bernardi. Ao CNPq pela bolsa de produtividade concedida a F.C. Passos (300466/2009-9). Ao IBAMA pelas licenças de pesquisa 048/2006 e 10300-1.

LITERATURA CITADA

- ALDRIDGE HDJN e IL RAUTENBACH. 1987. Morphology, echolocation and resource partitioning in insectivorous bats. *Journal of Animal Ecology* 56:763-778.
- ARNONE IS e FC PASSOS. 2007. Estrutura de comunidade da quiropteroфаuna (Mammalia, Chiroptera) do Parque Estadual de Campinhos, Paraná, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia* 24:573-581.
- BAUMGARTEN JE. 2009. Uso do habitat por morcegos filostomídeos em um mosaico florestal na Mata Atlântica do sul da Bahia, Brasil: uma abordagem em duas escalas. Tese de Doutorado, Instituto de Biologia, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, Brasil.
- BARQUEZ RM, MA MARES e JK BRAUN. 1999. The Bats of Argentina. *Special Publications Museum of Texas Tech University* 42:1-275.
- BELTON W. 1994. Aves do Rio Grande do Sul, distribuição e biologia. Editora Unisinos, São Leopoldo, Brasil.
- BERGALLO HG, CE ESBÉARD, MA MELLO, V LINS, R MANGOLIN, GGS MELO e M BAPTISTA. 2003. Bats species richness in Atlantic Forest: what is the minimum sampling effort? *Biotropica* 35:278-288.
- BERNARD E e B FENTON. 2002. Species diversity of bats (Mammalia: Chiroptera) in forest fragments, primary forests and savannas in Central Amazonia, Brazil. *Canadian Journal of Zoology* 80:1124-1140.
- BERNARD E e B FENTON. 2003. Bat mobility and roosts in a fragmentation landscape in Central Amazônia, Brazil. *Biotropica* 35:262-277.
- BERNARD E, LMS AGUIAR e RB MACHADO. 2011. Discovering the Brazilian bat fauna: a task for tow centuries? *Mammal Review* 14:23-29.
- BERNARDI IP, A PULCHÉRIO-LEITE, JMD MIRANDA e FC PASSOS. 2007. Ampliação da distribuição de *Molossops neglectus* Williams e Genoways (Chiroptera, Molossidae) para o Sul da América do Sul. *Revista Brasileira de Zoologia* 24:505-507.
- BERNARDI IP, JMD MIRANDA, J SPONCHIADO, E GROTO, FAF JACOMASSA, EM TEIXEIRA, S ROANI e FC PASSOS. 2009. Morcegos de Frederico Westphalen, Rio Grande do Sul, Brasil (Mammalia: Chiroptera): Riqueza e utilização de abrigos. *Biota Neotropica* 9:1-7.

- BIANCONI GV, SB MIKICH e WA PEDRO. 2004. Diversidade de morcegos (Mammalia, Chiroptera) em remanescentes florestais do município de Fênix, noroeste do Paraná, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia* 21:943-954.
- BONACCORSO FJ. 1979. Foraging and reproductive ecology in a Panamanian bat community. *Bulletin of the Florida State Museum, Biological Sciences* 24: 359-408.
- CIECHANOWSKI M. 2002. Community structure and activity of bats (Chiroptera) over different water bodies. *Mammalian Biology* 67:276-285.
- COLWELL RK e JA CODDINGTON. 1994. Estimating terrestrial biodiversity through extrapolation. *Philosophical Transaction of Royal Society of London* 345:101-118.
- DALA ROSA S. 2004. Morcegos (Chiroptera, Mammalia) de um remanescente de Restinga, Paraná, Brasil: ecologia da comunidade e dispersão de sementes. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, Brasil.
- FENTON MB, I ACHARYA, D AUDET, MBC HICKEY, C MERRIMAN, MK OBRIST, DM SYME e B ADKINS. 1992. Phyllostomid bats (Chiroptera: Phyllostomidae) as indicators of habitat disruption in the Neotropics. *Biotropica* 24:440-446.
- FINDLEY JS. 1993. Bats: a community perspective. Cambridge University Press, Cambridge.
- FLEMMING TH, ET HOOPER e DE WILSON. 1972. Three Central American bats communities structure, reproductive cycles and movement patterns. *Ecology* 53:555-569.
- FLEMING TH. 1988. The short-tailed fruit bat. University of Chicago Press, Chicago.
- GARDNER AL. 1977. Feeding habits. Pp. 293-350, *em*: Biology of the bats of the new world family Phyllostomidae II (RJ Baker, JK Jones Jr. e DC Carter, eds.). Special Publications Museum Texas Tech University.
- GONZÁLEZ JC. 2003. Primeiro registro de *Eumops patagonicus* Thomas, 1924 para o Brasil (Mammalia: Chiroptera: Molossidae). *Comunicações do Museu de Ciência e Tecnologia da PUCRS* 16:255-258.
- GREGORIM R e VA TADDEI. 2002. Chave artificial para a identificação de Molossídeos brasileiros (Mammalia, Chiroptera). *Mastozoologia Neotropical* 9:13-32.
- HAIR JF, W BLACK, B BABIN, RE ANDERSON e RL TATHAM. 2009. Análise multivariada de dados. Bookman, Porto Alegre.
- HOURIGAN CL, C JOHNSON e SKA ROBSON. 2006. The structure of a micro bat community in relation to gradients of environmental variation in a tropical urban area. *Urban Ecosystems* 9:67-82.
- HUMPHREY SR e FJ BONACCORSO. 1979. Population and community ecology. Pp. 409-441, *em*: Biology of bats of the New World family Phyllostomidae, part III (RJ Baker, JK Jones Jr. e DC Carter, eds.). Special Publications Museum Texas Tech University.
- KALKO EKV, CO HANDLEY JR. e D HANDLEY. 1996. Organization, diversity, and longterm dynamics of a Neotropical bat community. Pp. 503-553, *em*: Long-term studies of vertebrate communities (ML Cody e JA Smallwood, eds.). Academic Press, San Diego.
- KALKO EKV. 1997. Diversity in tropical bats. Pp. 13-43, *em*: Tropical biodiversity and systematics (H Ulrich, ed.). Proceeding of International Symposium on Biodiversity and Systematics in tropical ecosystems. Zoologisches Forschungsinstitut und Museum Alexander Koenig.
- KREBS CJ. 1998. Ecological methodology. 2. Ed. Addison-Welsey Educational Publishers, New York.
- KUNZ TH e PA RACEY. 1998. Bat biology and conservation. Smithsonian Institution Press, Washington.
- LAVAL R. 1973. A revision of the Neotropical bats of the Genus *Myotis*. Natural History Museum Los Angeles County 15:1-54.
- LIM BK e MD ENGSTROM. 2001. Bat community structure at Iwokrama Forest, Guyana. *Journal of Tropical Ecology* 17:647-665.
- LÓPEZ-GONZÁLEZ C. 1998. Systematics and zoogeography of the bats of Paraguay. Tese de Doutorado. Texas Tech University, Lubbock.
- MAGURRAN AE. 2004. Measuring biological diversity. Blackwell Publishing, Oxford.
- MIRANDA JMD, MFM AZEVEDO-BARROS e FC PASSOS. 2007. First record of *Histiotus laeophotis* Thomas (Chiroptera, Vespertilionidae) from Brazil. *Revista Brasileira de Zoologia* 24:1188-1191.
- MITTERMEIER RA, T WERNER, JM AYRES e GAB FONSECA. 1992. O país da megadiversidade. *Ciência Hoje* 14:20-27.
- MONTIEL S, A ESTRADA e P LEON. 2006. Bat assemblages in a naturally fragmented ecosystem in the Yucatan peninsula, Mexico: species richness, diversity and spatio-temporal dynamics. *Journal of Tropical Ecology* 22:267-276.
- PACHECO SM e TRO FREITAS. 2003. Quirópteros. Pp. 483-497, *em*: Livro vermelho da fauna ameaçada de extinção no Rio Grande do Sul (CS Fontana, GA Bencke e RE Reis, eds.). Editora EDIPUCRS.
- PACHECO SM e RV MARQUES. 2006. Conservação de morcegos no Rio Grande do Sul. Pp. 91-106, *em*: Mamíferos do Brasil: genética, sistemática, ecologia e conservação (TRO Freitas, E Vieira, SM Pacheco e A Christoff, eds.). Editora Suprema.
- PACHECO SM, ML SEKIAMA, KPA OLIVEIRA, F QUINTELA, MM WEBER, RV MARQUES, D GEIGER e DD SILVEIRA. 2007. Biogeografia de quirópteros da Região Sul. *Ciência e Ambiente* 35:181-202.
- PASSOS FC, WR SILVA, WA PEDRO e MR BONIN. 2003. Frugivoria em morcegos (Chiroptera) do Parque Estadual Intervales, sudeste do Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia* 20:511-517.
- PASSOS FC, NY KAKU-OLIVEIRA, L MUNSTER, MF AZEVEDO-BARROS e JMD MIRANDA. 2009. Ordem Chiroptera. Pp. 103-148, *em*: Guia Ilustrado Mamíferos da Serra e São Luiz do Purunã, Paraná, Brasil (MD Miranda, R Moro-Rios, J Silva-Pereira e FC Passos, eds.). USEB.
- PASSOS FC, JMD MIRANDA, IP BERNARDI, NY KAKU-OLIVEIRA e LC MUNSTER. 2010. Morcegos

- da Região Sul do Brasil: análise comparativa da riqueza de espécies, novos registros e atualizações nomenclaturais (Mammalia, Chiroptera). *Iheringia, Série Zoologia* 100:25-34.
- PATERSON B e R PASCUAL. 1972. The fossil mammal fauna of South America. Pp. 247-309, *em*: Evolution, mammals and southern continents (A Keast, FC Erk e B Glass, eds.). State University New York Press.
- PEDRO WA, MP GERALDES, GG LOPEZ e CJR ALHO. 1995. Fragmentação de hábitos e a estrutura de uma taxocenose de morcegos em São Paulo, Brasil. *Chiroptera Neotropical* 1:4-6.
- PEDRO WA e FC PASSOS. 1995. Occurrence and food habits of some bat species from the Linhares Forest Reserve, Espírito Santo, Brazil. *Bat Research News* 36:1-2.
- PEDRO WA, FC PASSOS e BK LIM. 2001. Morcegos (Chiroptera; Mammalia) da Estação Ecológica dos Caetetus, Estado de São Paulo. *Chiroptera Neotropical* 7:136-140.
- PEDRO WA e VA TADDEI. 1997. Taxonomic assemblage of bats from Panga Reserve, Southeastern Brazil: abundance patterns and trophic relations in the Phyllostomidae (Chiroptera). *Boletim do Museu de Biologia Mello Leitão* 6:3-21.
- REIS NR e H ORTÊNCIO-FILHO. 2005. Levantamento dos Morcegos (Chiroptera, Mammalia) do Parque Municipal do Cinturão Verde de Cianorte, Paraná, Brasil. *Chiroptera Neotropical* 11:211-215.
- REIS NR, AL PERACCHI, WA PEDRO e IP LIMA. 2006. Mamíferos do Brasil. SEMA, Londrina.
- REIS NR, AL PERACCHI, WA PEDRO e IP LIMA. 2007. Morcegos do Brasil. N. R. Reis, Londrina.
- SHALLEY RL, DE WILSON, AN WARREN e AA BARNETT. 2005. Bats of the Potaro Plateau region, western Guyana. *Mammalia* 69:375-394.
- SILVA CP, JKF MÁHLER, SB MARCUZZO e S FERREIRA. 2005. Plano de manejo do Parque Estadual do Turvo. Secretaria Estadual de Meio Ambiente, Porto Alegre.
- SILVA F. 1985. Guia para determinação de morcegos: Rio Grande do Sul. Martins Livreiro, Porto Alegre.
- SILVA F. 1994. Mamíferos Silvestres: Rio Grande do Sul. Publicações Avulsas da Fundação Zoobotânica do Rio Grande do Sul, Porto Alegre.
- SIMMONS NB e RS VOSS. 1998. The mammals of Paracou, French Guiana: a Neotropical lowland rainforest fauna, part 1. Bats. *Bulletin of the American Museum of Natural History* 237:1-219.
- TADDEI VA. 1996. Sistemática de Quirópteros. *Boletim do Instituto Pasteur* 1:3-15.
- TERBORGH J. 1992. Maintenance of diversity in tropical forests. *Biotropica* 24:283-292.
- TIMM RM. 1994. The mammal fauna. Pp. 229-237, *em*: La Selva: Ecology and natural history of a neotropical rain forest (LA McDade, KS Bawa HA Hespenheide e GS Hartshorn, eds.). University of Chicago Press.
- TRAJANO E. 1996. Movements of cave bats in southeastern Brazil, with emphasis on the population ecology of the common vampire Bat, *Desmodus rotundus* (Chiroptera). *Biotropica* 28:121-129.
- TRIERVEILER F, FM ANDRADE e TRO FREITAS. 2002. Karyotype of *Eumops auripendulus major* (Chiroptera: Molossidae) and its first recorded sighting in southern Brazil. *Mammalia* 66:303-306.
- VIEIRA COC. 1942. Ensaio monográfico sobre os quirópteros do Brasil. *Arquivos de Zoologia do Estado de São Paulo* 3:1-471.
- VIZOTTO LD e VA TADDEI. 1973. Chave para determinação de quirópteros brasileiros. *Boletim de Ciências, Faculdade de Filosofia, Ciências e Letras, São José do Rio Preto* 1:1-72.
- VOSS RS e LH EMMONS. 1996. Mammalian diversity in Neotropical lowland rainforests: preliminary assessment. *Bulletin of the American Museum of Natural History* 230:1-115.
- WALLAUER JP e EP ALBUQUERQUE. 1986. Lista preliminar dos mamíferos observados no Parque Florestal Estadual do Turvo, Tenente Portela, RS, Brasil. *Roesslária* 8:179-185.
- WEBER MM, NC CÁCERES, DO LIMA, VL CAMIOTTI, C ROMAN e LT NETO. 2006. Mammalia, Chiroptera, Phyllostomidae, *Platyrrhinus lineatus*: Range expansion to the state of Rio Grande do Sul, Brazil. *Check List* 2:96-98.
- WILLIG MR e MP MOULTON. 1989. The role of stochastic and deterministic processes in structuring neotropical bat communities. *Journal of Mammalogy* 70:323-329.
- WILLIG MR, GR CAMILO e SJ NOBLE. 1993. Dietary overlap in frugivorous and insectivorous bats from edaphic Cerrado habitats of Brazil. *Journal of Mammalogy* 74:117-128.
- ZANON CMV e NR REIS. 2007. Bats (Mammalia, Chiroptera) in the Ponta Grossa region, Campos Gerais, Paraná, Brazil. *Revista Brasileira de Zoologia* 24:327-332.
- ZAR JH. 1999. Biostatistical analysis. Prentice-Hall, New Jersey.
- ZORTEA M. 2003. Reproductive patterns and feeding habits of three nectarivorous bats (Phyllostomidae: Glossophaginae) from the Brazilian Cerrado. *Brazilian Journal of Biology* 63:159-168.
- ZORTEA M e CJR ALHO. 2008. Bat diversity of a Cerrado habitat in central Brazil. *Biodiversity and Conservation* 17:791-805.

APÉNDICE

Exemplares depositados na Coleção Científica de Mastozoologia do Departamento de Zoologia da Universidade Federal do Paraná (DZUP/CCMZ) e seus respectivos números tombo:

Chrotopterus auritus (DZUP/CCMZ 684), *Artibeus fimbriatus* (686, 687), *A. lituratus* (688, 689, 690, 691, 692, 693), *Sturnira lilium* (49, 60, 281, 182, 283, 284, 285), *Pygoderma bilabiatum* (339), *Platyrrhinus lineatus* (694), *Eptesicus furinalis* (663, 668, 670, 678), *E. diminutus* (664, 665, 667, 671, 679, 681), *Myotis ruber* (696, 697), *M. albescens* (574, 575, 576), *M. nigricans* (338), *M. riparius* (577, 578, 672), *Histiotus velatus* (656), *Molossus molossus* (571, 572), *Molossops neglectus* (220, 274, 275).

CAPÍTULO 9

**OCORRÊNCIA DE *Eumops patagonicus* THOMAS, 1924 NO LIMITE DOS
BIOMAS CHACO E PANTANAL, CENTRO-OESTE DO BRASIL**

**MARCELO OSCAR BORDIGNON, THIAGO M. R. DOS SANTOS & ITIBERÊ
P. BERNARDI**

Ocorrência de *Eumops patagonicus* Thomas, 1924 no limite dos biomas Chaco e Pantanal, Centro-Oeste do Brasil

Marcelo Oscar Bordignon^{*1}, Thiago M. R. dos Santos² & Itiberê P. Bernardi³

1. Laboratório de Zoologia, Departamento de Biologia, Universidade Federal de Mato Grosso do Sul, Cidade Universitária 79070-900, Campo Grande – MS.

2. Laboratório de Zoologia – UFMS; bolsista PIBIC/CNPq.

3. Laboratório de Biodiversidade, Conservação e Ecologia de Animais Silvestres, Departamento de Zoologia, Universidade Federal do Paraná, Caixa Postal 19020, 81531-980 Curitiba – PR.

* Corresponding author. Email: batbull@bol.com.br

Abstract

Occurrence of *Eumops patagonicus* Thomas, 1924 on the edge of the Pantanal wetland and Paraguayan chaco biomes, mid-western Brazil. The Patagonian Dwarf Bonneted bat *Eumops patagonicus* O. Thomas, 1924 occurs in Bolivia, Paraguay, Argentina, and southern Brazil. Until recently its occurrence in Brazil was limited to the state of Rio Grande do Sul. This study reports the occurrence of *E. patagonicus* in the southern region of the Brazilian Pantanal and the northern region of the Paraguayan Chaco, bringing to five the total of species of this genus recorded for the Mato Grosso do Sul. This report extends to 1000 km the earlier recorded for this species in Brazil.

Keywords: *Eumops bonariensis*, biogeography, bat morphology, Porto Murtinho

Resumo

Eumops patagonicus O. Thomas, 1924 ocorre na Bolívia, Paraguai, Argentina e sul do Brasil. Até o momento, sua ocorrência no Brasil restringia-se ao Estado do Rio Grande do Sul. O presente estudo registra a ocorrência desta espécie no limite entre o sul do pantanal e o norte do Chaco Paraguai, ampliando para cinco o total de espécies deste gênero registradas em Mato Grosso do Sul. Esta ocorrência amplia em 1000 km o limite anterior de ocorrência da espécie no Brasil.

Palavras-chave: *Eumops bonariensis*, biogeografia, morfologia de morcegos, Porto Murtinho.

Introdução

O Gênero *Eumops* Miller, 1906 é composto por 11 espécies distribuídas da Patagônia à América Central (Eger 2007). No Brasil são registradas até o momento oito espécies (Fabian & Gregorin 2007). Entre as espécies deste gênero, *E. bonariensis* tem distribuição ampla em território nacional, indo da bacia amazônica ao Rio Grande do Sul, enquanto que *E. patagonicus* possui registro conhecido apenas no Município de Garruchos no extremo noroeste do Estado do Rio Grande do Sul (Bernardi et al. 2009).

Em Mato Grosso do Sul, são registradas até o momento quatro espécies de *Eumops*: *E. auripendulus* (Cáceres et al. 2008), *E. glaucinus* (Bordignon 2006), *E. perotis* (Bordignon & França 2004) e *E. bonariensis* (Bordignon 2006), todas ocorrendo tanto em ambiente de cerrado quanto no pantanal.

De acordo com a literatura (Fabian & Gregorin 2007, Eger 2007), *Eumops patagonicus* possui tamanho menor quando comparado com *E. bonariensis*. O comprimento do antebraço varia de 40.0 a 47.0 mm e comprimento total do crânio entre 16.0 a 18.0 mm (Barquez et al. 1999;

Gregorin & Taddei 2002). Sua coloração é castanho-acinzentado no dorso, com ventre agrisalhado e as orelhas são mais estreitas que as observadas em *E. bonariensis*.

O objetivo deste trabalho é relatar a ocorrência de *E. patagonicus* no limite austral do bioma pantanal, sul do Estado de Mato Grosso do Sul, em seu limite com o bioma do “chaco” paraguaio.

Material e Métodos

O registro aqui apresentado foi realizado durante uma rotina de captura para determinar índices de riqueza e abundância de espécies de Chiroptera em várias localidades no oeste de Mato Grosso do Sul entre os anos de 2008 e 2009.

As coletas em questão, ocorreram no município de Porto Murtinho, na fronteira do Brasil com o Paraguai (Fig. 1), próximo à confluência dos Rios Apa e Paraguai (22° 01' 31,8"S e 57° 54' 15,7"W). A área está inserida na sub-região do pantanal denominada “pantanal de Porto Murtinho”, sujeita a inundações durante o período de transbordamento das águas do Rio Paraguai entre os meses de janeiro a junho (Silva 2000).

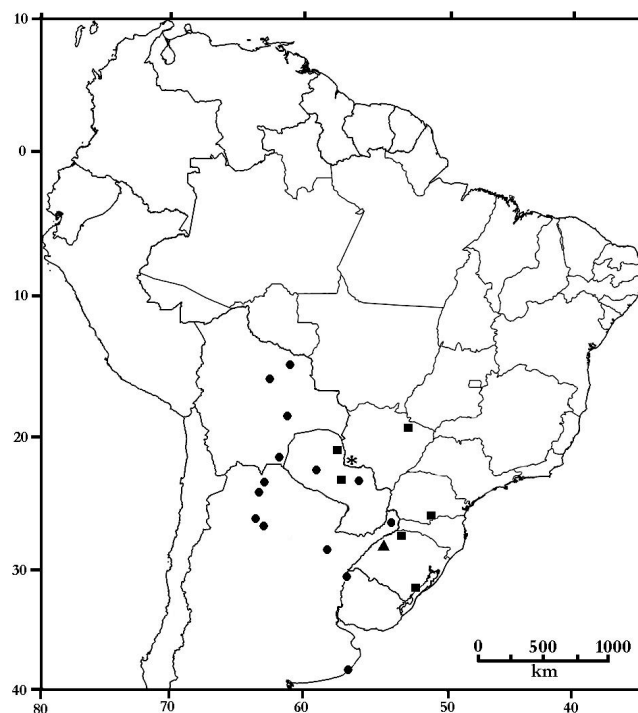


Figura 1: Ocorrência de *Eumops patagonicus* no limite dos biomas chaco e pantanal. O asterisco mostra o local de captura dos exemplares do presente estudo e triângulo mostra o registro de *E. patagonicus* no Rio Grande do Sul (Bernardi et al. 2009). Os círculos mostram os registros de *E. patagonicus* conforme Gardner (2007) e os quadrados mostram os registros de *E. bonariensis* no Paraguai (Myers & Wetzel 1983) e no Brasil (Bordignon 2006, Bernardi et al. 2009).

A vegetação consiste de elementos típicos do cerrado mas com influência do “chaco” paraguaio (Silva et al 2000). Fitofisionomias dominantes e distintas floristicamente podem ser observadas na região, formada por espécies como o “paratudo” (*Tabebuia aurea*), carandá (*Copernicia alba*), canjiqueira (*Byrsonima orbignyana*) e espinheiros como *Byttneria filipes*, *Bauhinia bauhinoides* e *Cissus spinosa* (Silva et al. 1998).

O clima da região é o tropical (Aw de Köppen), com duas estações bem definidas (seca e chuvosa), sendo a média pluviométrica anual de 1100 mm, com maior concentração de chuvas entre novembro e março (Adámoli 1986; Longo et al 2007).

Os exemplares de *E. patagonicus* foram coletados em Porto Murtinho na noite de 22/02/2009, utilizando-se duas redes de neblina (14x3m) dispostas junto a construções para abrigo de equinos (estábulo). Os animais, após eutanasiados, com inalação de éter anestésico, foram fixados em formol a 10% e conservados em álcool a 70% junto à Coleção Zoológica de referência da Universidade Federal de Mato Grosso do Sul (UFMS).

Para a identificação foram usados os caracteres descritos nos trabalhos de Gregorin & Taddei (2002), Eger (2007) e Bernardi et al. (2009): comprimento do antebraço entre 40.6 e 46.6mm, comprimento total do crânio entre 16.7 e 18.1mm,

comprimento côndilobasal entre 14.9 e 17.9mm, largura zigomática entre 9.1 e 11.2mm, pelagem dorsal castanho-acinzentada e ventre agrisalhado.

Foram também tomadas as seguintes medidas cranianas e pós-cranianas, em milímetros (Tabela 1), conforme Bernardi et al. (2009): comprimento do antebraço (AN), comprimento total do crânio incluindo os incisivos (CCRi), comprimento total do crânio excluindo os incisivos (CCR), comprimento côndilobasal (CB), comprimento côndilo-incisivo (Ci), comprimento côndilo-canino (Cc), largura zigomática (LZ), largura entre caninos superiores (C-C), largura entre molares superiores (M-M), comprimento da série de dentes superiores (C-M), comprimento da série de dentes inferiores (c-m). Foram comparadas as medidas de comprimento de antebraço entre os exemplares capturados e os analisados por Bernardi et al. (2009) no sul do Brasil, utilizando-se uma análise de variância (ANOVA).

Resultados e Discussão

Quatro exemplares, três machos e uma fêmea, foram capturados e anexados à Coleção Zoológica de referência UFMS sob os números: ZUFMS-MA 622 (macho), ZUFMS-MA 624 (macho), ZUFMS-MA 691 (macho), ZUFMS-MA 718 (Fêmea).

Quando comparadas as medidas cranianas entre os exemplares de *E. patagonicus* de Porto Murtinho com aqueles de Garruchos, Rio Grande do Sul (Bernardi et al. 2009), verifica-se que apresentam pouca diferença estatística ($F= 7.893$; $p = 0.012$). Quando comparadas as medidas de

antebraço dos exemplares de nosso estudo com aqueles de *E. bonariensis* do sul do Brasil (Bernardi et al. 2009), verifica-se uma diferença estatisticamente significativa ($F= 44.354$; $p= 0.0003$).

Tabela 1. Medidas (mm) de espécies de *Eumops patagonicus* capturados em Porto Murtinho (presente estudo) e de do Município de Garruchos – RS (BERNARDI et al. 2009). Acrônimos: comprimento do antebraço (AN), comprimento total do crânio incluindo os incisivos (CCRi), comprimento total do crânio excluindo os incisivos (CCR), comprimento côndilobasal (CB), comprimento côndilo-incisivo (Ci), comprimento côndilo-canino (Cc), largura zigomática (LZ), largura entre caninos superiores (C-C), largura entre molares superiores (M-M), comprimento da série de dentes superiores (C-M), comprimento da série de dentes inferiores (c-m).

Medidas	Porto Murtinho – MS (n=4)		Garruchos – RS (n=10)	
	Média	Mín - Máx	Média	Mín - Máx
AN	42.9	41.8 – 43.8	44.5	42.0 – 45.7
CCRi	17.8	17.2 – 18.5	18.2	17.5 – 18.9
CCR	16.9	16.2 – 17.9	17.5	16.7 – 18.1
CB	16.8	16.1 – 18.2	16.4	16.0 – 16.9
Ci	17.5	17.1 – 18.4	17.0	16.6 – 17.3
Cc	16.8	16.4 – 17.5	16.1	15.7 – 16.5
LZ	10.2	9.8 – 10.7	10.1	10.7 – 11.2
C-C	4.2	4.1 – 4.3	4.4	4.3 – 4.6
M-M	8.0	7.7 – 8.2	7.9	7.6 – 8.3
C-M	7.3	7.0 – 7.6	7.0	6.7 – 7.3
c-m	6.7	6.5 – 6.9	7.4	7.1 – 7.6

Na literatura ainda não existem registros de ocorrência de *E. patagonicus* no pantanal, entretanto, Gregorin & Taddei (2002) sugeriram a sua possível ocorrência no sul do Pantanal, possivelmente pela existência desta espécie na área de chaco do Paraguai, próximo ao Rio Paraguai (Eger 1977).

No Brasil, *E. patagonicus* é registrado até o momento apenas no extremo noroeste do Rio Grande do Sul (Bernardi et al. 2009), sendo portanto o registro feito no presente estudo a primeira ocorrência desta espécie no pantanal.

Esta espécie está associada a habitats alterados e pode abrigar-se tanto em ocos de árvores quanto em forros de construções humanas (Barquez & Díaz 2001). Os exemplares coletados em nosso estudo, ocupavam forros de madeira de um estábulo para contenção de cavalos e bois, que na época do estudo estava desativado.

Na listagem mais recente dos mamíferos ocorrentes para o Estado de Mato Grosso do Sul (Cáceres et al. 2008) onde são registradas 61 espécies de morcegos, não existe menção à *E. patagonicus*, tanto para a planície do pantanal quanto para o seu entorno.

O registro de *E. patagonicus* do presente estudo amplia a distribuição desta espécie no Brasil em 1.000 km a oeste (Figura 1), desde seu

registro anterior no Rio Grande do Sul (Bernardi et al. 2009).

Nossos registros demonstram que um maior esforço deve ser empregado em áreas ainda não exploradas do Estado, principalmente no sul e norte, para se avaliar não só a distribuição desta espécie no Mato Grosso do Sul, bem como de outras espécies de distribuição mais restrita à Amazônia, Nordeste e Mata Atlântica.

Agradecimentos

Somos gratos ao A Sr. Magno Vicente e demais funcionários da NPP Agropecuária pelo apoio logístico. À Pró-Reitoria de Pesquisa e Pós-Graduação da UFMS pelo transporte. O presente estudo foi financiado pelo CNPq (processo N° 470502/2007-0).

Referências Bibliográficas

- Adámoli, J. 1986. Fitogeografia do Pantanal. In: “I Simpósio sobre Recursos Naturais e Sócio-Econômicos do Pantanal” – Corumbá, Brasília, EMBRAPA. Pp. 105-106.
- Barquez, R.M., Mares, M.A. & Braun, J.K. 1999. The bats of Argentina. Special Publications Museum of Texas Tech University 42: 1-275.

- Barquez, R.M. & Díaz, M.M. 2001. Bats of the Argentine Yungas: A systematic and distributional analysis. *Acta Zoologica Mexicana* 82: 29-81.
- Bernardi, I.P., Miranda, J.M.D. & Passos, F.C. 2009. Status taxonômico e distribucional do complexo *Eumops bonariensis* (Chiroptera: Molossidae) no sul do Brasil. *Zoologia* 26 (1): 183-190.
- Bordignon, M.O. & França, A.O. 2004. Análise preliminar sobre a diversidade de morcegos no Maciço do Urucum, Mato Grosso do Sul, Brasil. IV Simpósio sobre os recursos naturais e sócio-econômicos do Pantanal. Embrapa, Corumbá.
- Bordignon, M.O. 2006. Diversidade de morcegos (Mammalia, Chiroptera) do Complexo Aporé-Sucuriú, Mato Grosso do Sul, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia* 23 (4): 1002-1009.
- Cáceres, N.C., Carmignotto, A.P., Fischer, E. & Santos, C.F. 2008. Mammals of Mato Grosso do Sul, Brazil. *Check List* 4 (3): 321-355.
- Eger, J.L. 2007. Family Molossidae P. Gervais, 1856. Pp. 399-440. In: Gardner, A.L. (Ed.). *Mammals of South America*. The University of Chicago Press, Chicago. 669p.
- Fabian, M.E. & Gregorin, R. 2007. Família Molossidae. Pp. 149-165. In: Reis, N.R., Peracchi, A.L., Pedro, W.A. & Lima, I.P. (Eds.). *Morcegos do Brasil*. Editora UEL, Londrina. 253p.
- Gardner, A.L. 2007. *Mammals of South America*. The University of Chicago Press, Chicago. 669p.
- González, J.C. 2003. Primeiro registro de *Eumops patagonicus* Thomas, 1924 para o Brasil (Mammalia: Chiroptera: Molossidae). *Comunicações do Museu de Ciências e Tecnologia da PUCRS* 16 (2): 255-258.
- Gregorin, R. & Taddei, V.A. 2002. Chave artificial para identificação de Molossídeos brasileiros (Mammalia, Chiroptera). *Mastozoología Neotropical* 9 (1): 13-32.
- Myers, P. & Wetzel, R.M. 1983. Systematics and Zoogeography of the bats of Chaco Boreal. *Miscellaneous Publications of Museum of Zoology of University of Michigan* 165: 1-59.
- Longo, J.M., Fischer, E.A., Camargo, G. & Santos, C.F. 2007. Ocorrência de *Vampyressa pusilla* (Chiroptera, Phyllostomidae) no Pantanal-Sul. *Biota Neotropica* 7 (3): 1-4.
- Peracchi, A.L., Gallo, P.H., Dias, D., De Lima, I.P. & Reis, N.R. 2010. Ordem Chiroptera. P. 420. In: Reis, N.R., Peracchi, A.L., Fregonezi, M.N. & Rossaneis, B.K. (Eds.). *Mamíferos do Brasil: guia de identificação*. 1ª Ed. Technical Books, Rio de Janeiro. 560 pp.
- Silva, M.P., Mauro, R.A., Mourão, G. & Coutinho, M. 2000. Distribuição e quantificação de classes de vegetação do Pantanal através de levantamento aéreo. *Revista Brasileira de Botânica* 23 (2): 143-152.
- Silva, J.S., Abdon, M.M., Boock, A. & Silva, M.P. 1998. Fitofisionomias dominantes em partes das sub-regiões do Nabileque e Miranda, Sul do Pantanal. *Pesquisa Agropecuária Brasileira* 33 (Número especial): 1713-1719.